



SUSTENTABILIDADE EM DEBATE

SUSTAINABILITY IN DEBATE

DOSSIÊ/ DOSSIER

Pagamento por Serviços Ambientais

DEBATE/ DEBATE

Waiting for an Unlikely REDD. Digressions from Anthony Hall's Most Recent Book

ENTREVISTA / INTERVIEW

Roldan Muradian and Esteve Corbera

ARTIGOS/ ARTICLES

Sobre palavras e atos no consumo sustentável no Brasil

Água e espaços transfronteiriços na América do Sul: questões a partir do território

A pegada ecológica como instrumento de avaliação ambiental

Indicadores de avaliação para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários

A formação da nova geopolítica das mudanças climáticas

ENSAIO/ ESSAY

Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial

RESENHAS / BOOK REVIEWS

Peak Oil and the New, Local Economy Transformações no Cerrado

A corrida por terras

GALERIA / GALLERY

Payment for Ecosystem Services - A strategy for environmental conservation in productive agricultural regions of Brazil?

VOL. 4 - N. 1
JAN-JUN
2013



SUSTENTABILIDADE EM DEBATE

SUSTAINABILITY IN DEBATE

DOSSIÊ/ DOSSIER

Pagamento por Serviços Ambientais

DEBATE/ DEBATE

Waiting for an Unlikely REDD. Digressions from Anthony Hall's Most Recent Book

ENTREVISTA / INTERVIEW

Roldan Muradian and Esteve Corbera

ARTIGOS/ ARTICLES

Sobre palavras e atos no consumo sustentável no Brasil

Água e espaços transfronteiriços na América do Sul: questões a partir do território

A pegada ecológica como instrumento de avaliação ambiental

Indicadores de avaliação para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários

A formação da nova geopolítica das mudanças climáticas

ENSAIO/ ESSAY

Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial

RESENHAS / BOOK REVIEWS

Peak Oil and the New, Local Economy
Transformações no Cerrado

A corrida por terras

GALERIA / GALLERY

Payment for Ecosystem Services - A strategy for environmental conservation in productive agricultural regions of Brazil?

Copyright © 2010 by Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília.
É permitida a reprodução dos artigos desde que se mencione a fonte.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

Reitor: Ivan Camargo

CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Diretora: Doris Sayago

LABORATÓRIO DE ENERGIA E AMBIENTE - FACULDADE DE TECNOLOGIA

Diretor: Antonio Cesar Pinho Brasil Junior

LABORATÓRIO DO AMBIENTE CONSTRUÍDO INCLUSÃO E SUSTENTABILIDADE

Coordenadora: Raquel Naves Blumenschein

REVISTA SUSTENTABILIDADE EM DEBATE

Editores Responsáveis: José Augusto Drummond e Marcel Bursztyn

Editores Convidados: Ludivine Eloy, Emilie Coudel e Fabiano Toni

Editoras Executivas: Gabriela Litre, Juliana Dalboni Rocha e Maria Beatriz Maury

Editora de Comunicação: Gabriela Litre

Editora de Resenhas: Raquel Caribé Grandó

Editora da Galeria: Paula Simas de Andrade

Revisão de Português: Jane Simoni, Gislaïne Disconzi e Andréa Mello Gouthier de Vilhena

Revisão de Inglês: Jane Simoni, Catherine Gucciardi Garcez e Paula Simas de Andrade

Administração do Site: Thayse Cantanhede

Projeto Gráfico: Stefania Montiel

Capa e Diagramação: Ruy Alcides de Carvalho Neto

Fotografia da Capa: Marcel Bursztyn

Periodicidade: semestral

Sistema de avaliação: double-blind peer review

Divulgação: eletrônica e impressa

Endereço para submissão de artigos

www.revista.sustentabilidade.unb.br

Endereço para correspondência do CDS

Campus Universitário Darcy Ribeiro - Gleba A, Bloco C - Av. L3 Norte, Asa Norte - Brasília-DF,
CEP: 70.904-970 (Junto ao Centro de Excelência em Turismo - CET) Telefones: 55(61) 3107-
6000, 3107-6001, 3107-6002, Fax: 3107-5972

Apoio: Programa de Auxílio à Publicação do IPEA (Chamada pública PROESP N°. 001/2011)

Sustentabilidade em Debate – Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de
Brasília, v. 4, n. 1 (2010 - 2013). – Brasília

Semestral

ISSN Eletrônico 2179-9067 - ISSN Impresso 2177-7675

1. Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Centro de Desenvolvimento
Sustentável.

CDU 304:577

Impresso no Brasil

CONSELHO EDITORIAL

Editorial Board

Presidente

President

José Augusto Drummond

Universidade de Brasília

Membros

Members

Alan Cavalcanti Cunha

Universidade Federal do Amapá

Arun Agrawal

University of Michigan

Anthony Hall

London School of Economics

Asher Kiperstok

Universidade Federal da Bahia

Bertha Becker

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Boaventura de Sousa Santos

Universidade de Coimbra

Carolina Joana da Silva

Universidade do Estado do Mato Grosso

Francisco Ferreira Cardoso

Universidade do Estado de São Paulo

Gabriele Bammer

The Australian National University

Hassan Zaoual (*in memoriam*)

Université du Littoral, Côte d'Opale, France

Hervé Thery

Universidade de São Paulo

Ignacy Sachs

L'École des Hautes Études en Sciences
Sociales, France

Jalcione Almeida

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Jean-François Tourrand

La Recherche Agronomique pour le
Développement, France

Joan Martinez-Allier

Universitat Autònoma de Barcelona

Laura Maria Goulart Duarte

Universidade de Brasília - UnB

Leila da Costa Ferreira

Universidade Estadual de Campinas

Lúcia da Costa Ferreira

Universidade Estadual de Campinas

Marilene Corrêa da Silva Freitas

Universidade Federal da Amazonas

Mário Monzoni

Fundação Getúlio Vargas

Martin Coy

Universität Innsbruck

Merilee Grindle

Harvard University

Michael Burns

Council for Scientific and Industrial
Research, South Africa

Michele Betsill

Colorado State University

Neli Aparecida de Mello Théry

Universidade de São Paulo

Othon Henry Leonardos

Universidade de Brasília

Roberto Bartholo Jr.

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Suely Salgueiro Chacon

Universidade Federal do Ceará

Umberto Maturana

Universidade do Chile

Vandana Shiva

Research Foundation for Science,
Technology and Natural Resource Policy

SUSTENTABILIDADE EM DEBATE - *SUSTAINABILITY IN DEBATE*

Exemplares impressos podem ser adquiridos pelo site

Printed copies can be purchased through the site

www.podeditora.com.br



Sumário - Table of Contents

Editorial - Editorial

<i>Marcel Bursztyn, José Augusto Drummond, Gabriela Litre, Maria Beatriz Maury de Carvalho</i>	07
--	----

Dossiê / Dossier

Pagamentos por Serviços Ambientais

<i>Ludivine Eloy, Emilie Coudel, Fabiano Toni</i>	15
---	----

Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica

<i>Ludivine Eloy, Emilie Coudel, Fabiano Toni</i>	21
---	----

Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar?

<i>Daniel Caixeta Andrade, Ademar Ribeiro Romeiro</i>	43
---	----

Limitações da abordagem coaseana à definição do instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

<i>Daniel Caixeta Andrade, Marcelo Simões</i>	59
---	----

Combating Deforestation through REDD+ in the Brazilian Amazon: a New Social Contract?

<i>Anthony Hall</i>	79
---------------------------	----

Pagamentos por Serviços Ambientais, custos de oportunidade e a transição para usos da terra alternativos: o caso de agricultores familiares do Nordeste Paraense

<i>Rosângela Calado da Costa, Marie-Gabrielle Piketty, Ricardo Abramovay</i>	99
--	----

Análise de instrumentos de mercado na gestão do Corredor Ecológico Chapecó, Santa Catarina, Brasil

<i>Gisele Garcia Alarcon, Marcos Aurélio Da-Ré e Shigueko Terezinha Ishiy Fukahori</i>	117
--	-----

Histórico e implementação de sistemas de Pagamentos por Serviços Ambientais no Estado de Minas Gerais

<i>Ana Carolina Campanha de Oliveira, Mariana Barbosa Vilar, Laércio Antônio Gonçalves Jacovine, Marcelo Oliveira Santos, Aline Daniele Jacon</i>	139
---	-----

Debate / Debate

Waiting for an Unlikely REDD. Digressions from Anthony Hall's Most Recent Book

<i>Catherine Aubertin</i>	163
---------------------------------	-----

Response to Catherine Aubertin's Comments

<i>Anthony Hall</i>	171
---------------------------	-----

Entrevista / Interview

Interview with Roldan Muradian and Esteve Corbera: "The Simplicity of PES is Very Alluring, but We Cannot Use Simple Solutions to Solve Complex Problems"

<i>Ludivine Eloy, Emilie Coudel</i>	175
---	-----

Artigos/Articles

Sobre palavras e atos no consumo sustentável no Brasil: os ‘aparentes paradoxos’ de uma pesquisa qualitativa <i>Rita de Cassia Monteiro Afonso, Roberto Bartholo, Dorothea Kleine, Maria das Graças Brightwell</i>	185
Água e espaços transfronteiriços na América do Sul: questões a partir do território <i>Gisela A. Pires do Rio, Helena Ribeiro Drummond</i>	209
A pegada ecológica como instrumento de avaliação ambiental da Cidade de Campo Grande, MS <i>Andrea Janaina Cayres Estrela Fiorini, Celso Correia de Souza, Mercedes Abid Mercante</i>	231
Indicadores de avaliação para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários <i>Silvia Regina Stuchi Cruz, Sônia Regina Paulino</i>	249
A formação da nova geopolítica das mudanças climáticas <i>Helena Margarido Moreira</i>	275

ENSAIO / ESSAY

Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial <i>Luis Fernando Novoa Garzon</i>	295
--	-----

Resenhas /Book Reviews

Peak Oil and the New, Local Economy Book Review of ‘Why Your World is About to Get a Whole Lot Smaller’, by Jeff Rubin, written by Catherine A. Gucciardi Garcez	303
Transformações no Cerrado Resenha do livro ‘Transformações no Cerrado: progresso, consumo e natureza’, de José Paulo Pietrafesa e Sandro Dutra e Silva, escrita por Paulo Henrique Martinez	307
A corrida por terras Book review of ‘The Land Grabbers - The New Fight over Who Owns the World’, by Fred Pearce, written by Paula Simas de Andrade	311

Galeria / Gallery

Pagamento por Serviços Ambientais – uma estratégia para a conservação ambiental nas regiões produtivas do Brasil? Payment for Ecosystem Services - A strategy for environmental conservation in productive agricultural regions of Brazil? <i>Adolfo Dalla Pria, Anita Diederichsen, Claudio Klemz</i>	317
--	-----

Editorial

Marcel Bursztyn, José Augusto Drummond,
Gabriela Litre, Maria Beatriz Maury

É com grande satisfação que apresentamos o número 7 de ***Sustentabilidade em Debate***. O momento atual é bem propício para pensar sobre os intrincados caminhos da sustentabilidade.

Passou-se um ano desde a realização da Conferência Rio+20. O seu pano de fundo foi a polarização dos debates ambientais em torno de questões como a mudança climática e a economia verde. Desde então a realidade mundial reflete certa acomodação das estratégias políticas e geopolíticas em torno de temas mais imediatos. O enfrentamento da crise econômica no seio da União Europeia (um bloco de nações que tem assumido papel de destaque no enfrentamento dos desafios ambientais) ocupa muito mais atenção do que questões voltadas ao longo prazo, como a redefinição de um sistema tributário de acordo com critérios de poluição e emissões de carbono. Conflitos internacionais, como a guerra civil na Síria e a iminente chegada do Irã ao clube das nações que têm artefatos bélicos nucleares, também tomam conta dos noticiários e dos debates internacionais.

No entanto, os problemas ambientais se tornam cada vez mais claros e surpreendentes. Em maio de 2013 a NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) anunciou que o seu observatório de Mauna Loa, localizado no Havaí, registrou a marca histórica de 400 ppm (partículas por milhão) de concentração de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera. Esse valor recorde nunca ocorreu durante toda a história da humanidade, segundo os mais renomados estudiosos sobre o assunto. O nível médio estimado durante milhares de anos, até a Revolução Industrial, é de 280 ppm. As implicações disso, embora ainda não plenamente avaliadas, são graves. É mais um exemplo recente em que a realidade tem sido mais radical do que as previsões.

Desde 2010, quando lançamos o número 1 de ***Sustentabilidade em Debate (SeD)***, a revista tem sido um importante canal de apresentação do estado da arte do debate sobre o meio ambiente e o desenvolvimento sustentável, no Brasil e no mundo. Nossa seção de resenhas apresenta aos leitores comentários sobre amostra importante da literatura pertinente. A opção por organizar dossiês temáticos, sob a responsabilidade de editores convidados, especialistas nos temas escolhidos, permite aprofundar a discussão e confrontar ideias sobre questões que estão na or-

dem do dia. Procuramos ampliar esse debate ao agregarmos, em outras seções da revista, textos de opinião, entrevistas e a galeria de imagens comentadas.

A crescente inclusão de textos em outros idiomas, notadamente o inglês, abre uma ampla gama de possibilidades de acesso dos textos selecionados a um público maior, em escala internacional. A revista já foi acessada em mais de 70 países, de todos os continentes.

Tivemos neste primeiro semestre de 2013 a grata confirmação da relevância de nosso periódico, ao sermos contemplados com o conceito B2 na avaliação pelo sistema Qualis, da Capes. Esse conceito foi emitido por aquela que para nosso foco é principal área da Capes: a de ciências ambientais. Para um periódico que, no momento da avaliação, tinha apenas dois anos de existência, é um alento. Estamos trabalhando para que na próxima rodada de avaliação esse conceito seja ainda maior. Para tanto, mantemos o máximo rigor com aspectos tais como a periodicidade, as avaliações pelo sistema *double-blind peer review*, a qualidade gráfica e a determinação de que artigos de autores “da casa” não ultrapassem 10% do total de cada volume, e sempre cumprindo os mesmos ritos de avaliação que os demais artigos. No caso, os autores da casa são os das unidades da Universidade de Brasília responsáveis pela revista – O Centro de Desenvolvimento Sustentável, o Laboratório de Energia e Meio Ambiente e o Laboratório do Ambiente Construído e Sustentabilidade.

O apoio recebido do IPEA, que ajudou no financiamento dos números editados em 2012, foi de grande valia. Crucial tem sido a contribuição dos membros da nossa equipe editorial (ver créditos na apresentação). São pesquisadores de alto nível, sem os quais **SeD** não conseguiria se manter.

Aos autores que nos enviam os seus trabalhos (em número crescente) e ao amplo corpo de pareceristas, os nossos agradecimentos.

Este número 7 de **SeD** contém um dossiê temático sobre um dos temas que mais vem polarizando os debates recentes sobre políticas e instrumentos da gestão ambiental: o pagamento por serviços ambientais. Para a organização e edição desse dossiê, foram convidados Ludivine Eloy, Emilie Coudel e Fabiano Toni. Ao todo, foram aprovados sete artigos, cujo conteúdo é descrito na introdução escrita pelos editores convidados.

Compõem também o presente número um conjunto de cinco artigos sobre temas variados. No seu artigo “Sobre palavras e atos no consumo sustentável no Brasil: os ‘aparentes paradoxos’ de uma pesquisa qualitativa”, os autores Rita de Cassia Monteiro Afonso, Roberto Bartholo, Dorothea Kleine, Maria das Graças Brightwell têm como objetivo analisar contradições no que se refere a discurso e prática sobre consumo sustentável.

Muitos países permanecem reticentes à implantação de novas institucionalidades e arenas de negociações participativas em espaços transfronteiriços. Assumindo a



existência de uma dinâmica transfronteiriça peculiar, o trabalho de Gisela A. Pires do Rio e Helena Ribeiro Drummond, titulado “Água e espaços transfronteiriços na América do Sul: questões a partir do território” apresenta e discute questões sobre gestão de água em espaços transfronteiriços, a fim suscitar debates sobre situações efetivas de cooperação/conflito transfronteiriços na América do Sul.

Andrea Janaina Cayres Estrela Fiorini, Celso Correia de Souza e Mercedes Abid Mercante explicam, em seu artigo “A Pegada Ecológica como Instrumento de Avaliação Ambiental da Cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul”, que a pegada ecológica dessa cidade está 12,22% acima da mundial e 68,33% acima do que é considerado disponível de modo sustentável para cada habitante do planeta.

Em “Indicadores de avaliação para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários”, Silvia Regina Stuchi Cruz e Sônia Regina Paulino propõem indicadores de avaliação dos cobenefícios sociais e ambientais que podem ser gerados a partir de projetos de MDL nos aterros sanitários Bandeirantes e São João, localizados na cidade de São Paulo.

Finalmente, no seu artigo “A Formação da Nova Geopolítica das Mudanças Climáticas”, Helena Margarido Moreira descreve a evolução das negociações em torno das mudanças climáticas em busca de um acordo global mais inclusivo e eficaz.

Completam o número um ensaio de Luis Fernando Novoa Garzon – “Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial”, três resenhas, uma entrevista com Roldan Muradian e Esteve Corbera sobre Pagamentos por Serviços Ambientais, um debate sobre o mais recente livro de Anthony Hall sobre REDD em América latina e a Galeria, que também tem como tema o Pagamento por Serviços Ambientais.

Esperamos seguir contando com a atenção de nossos leitores e com a preferência de nossos autores. Desejamos a todos uma boa leitura.

Editorial

Marcel Bursztyn, José Augusto Drummond,
Gabriela Litre, Maria Beatriz Maury

We are very pleased to present the seventh issue of ***Sustainability in Debate - SeD***. Early 2013 brought highly relevant developments that made us ponder about the intricate routes of sustainability.

One year has passed since Rio + 20. The Summit's underlying theme was the polarization of environmental discussions between the issues of climate change and green economy. Since then, global politics have somewhat subsided and political and geopolitical strategies have focused on more immediate topics. The engagement of the European Union (a block of nations that has played a remarkable role in dealing with environmental challenges) in its own economic crisis has caught much more attention than long-term matters. One example is the redefinition of its taxation system in accordance with criteria linked to pollution and carbon emissions. International conflicts, such as the Syrian civil war and the imminent admission of Iran into the closed club of nations that have nuclear warfare hardware have also caught a large part of the media's attention and of the international debates.

Environmental problems are becoming ever more evident and surprising. In May of 2013, NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) announced that its observatory of Mauna Loa, in Hawaii, recorded the all time high measurement of 400 ppm (parts per million) of carbon dioxide (CO₂) in the atmosphere. According to the most authoritative studies, this amount of carbon dioxide in the atmosphere never happened before during the history of humanity. The average estimated level for the last thousands of years, before the Industrial Revolution, is 280 ppm. The implications of this phenomenon, although not yet fully evaluated, are very serious. This is one more example of how reality has been more radical than predictions.

Since 2010, when we published the first issue of ***Sustainability in Debate (SeD)***, the journal has been an important showcase for the state of the art research and for perspectives on issues concerning the natural environment and sustainable development, in Brazil and in the world. Our Book Review section has offered insights about an important sample of the pertinent literature. Our decision to publish thematic dossiers, coordinated by invited editors who are specialists in their fields,

has allowed us to provide deeper discussions and to display different points of view about current issues. Other sections, like opinion pieces, interviews and image galleries, enrich our journal.

The growing number of texts published in languages other than Portuguese, particularly English, has allowed some of our readers to choose among a wider variety of writings, in an international scale. People from more than 70 countries, from all continents, have accessed *SeD*.

In early 2013 we received good news about the relevance of our journal – *SeD* was awarded with a B2 rating by the Qualis-Capes journal rating system¹. This relatively high rating was issued exactly by the Capes committee representing the field of Environmental Sciences, which is our major target field. For a journal that at the moment of the evaluation had existed for only two years (and published only four issues), this has generated much encouragement.

We will continue to work hard, expecting to reach a higher rating the next time around. Our efforts have been especially careful about several points, among which we should mention four: punctuality; the double-blind peer review method; visual quality; and the avoidance of inbreeding. This last point means that the publication of articles by authors linked to the institutions that publish the journal is limited to a maximum of 10 percent of the total articles in each issue and even then they must go through the same evaluation as all other articles.

The valuable financial support provided by Brazil's IPEA helped fund the publication of the two 2012 issues. However, the contributions of our editorial staff (see credits) have been vital to our success. Besides managing all aspects of the journal, our staff is composed by high-level researchers. Without them, *SeD* could not be published regularly.

We wish to thank the growing number of authors who submit their texts to *SeD* and our reviewers.

Our seventh issue contains a thematic dossier focused on one of the most controversial kinds of environmental management policies or instruments – payments for environmental services. Ludivine Eloy, Emilie Coudel e Fabiano Toni were invited to edit this issue, which contains seven articles. Their contents are described in the introduction to the dossier, written by the invited editors.

Five other scientific articles on various topics are also published in this issue. In “Sobre palavras e atos no consumo sustentável no Brasil: os ‘aparentes paradoxos’ de uma pesquisa qualitativa”, Rita de Cassia Monteiro Afonso, Roberto Bartholo, Dorothea Kleine and Maria das Graças Brightwell examine the contradictions between discourse and practice in the field of sustainable consumption.

Many countries remain reticent about the adoption of new institutions and participatory negotiation arenas in transboundary areas. Assuming that there is a



peculiar transboundary dynamics, Gisela A. Pires do Rio and Helena Ribeiro Drummond, in “Água e espaços transfronteiriços na América do Sul: questões a partir do território”, discuss several aspects of water management in international boundaries, seeking to stimulate discussions about concrete situations of cooperation and/or conflict over water found in South American countries.

Andrea Janaina Cayres Estrela Fiorini, Celso Correia de Souza and Mercedes Abid Mercante, in “A Pegada Ecológica como Instrumento de Avaliação Ambiental da Cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul”, show that the ecological footprint of the city of Campo Grande is 12.22 percent above the world footprint and 68.33 percent above the levels of what is available in a sustainable mode of life for each of the Earth’s inhabitants.

In “Indicadores de avaliação para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários”, Silvia Regina Stuchi Cruz and Sônia Regina Paulino propose indicators to assess the social and environmental benefits to be generated by CDM projects involving the Bandeirantes and São João landfills, both located in the city of São Paulo.

Finally, in “A Formação da Nova Geopolítica das Mudanças Climáticas”, Helena Margarido Moreira describes the evolution of climate change negotiations, as they try to move towards a global agreement that is more inclusive and effective.

The issue is completed by an essay written by Luis Fernando Novoa Garzon – “Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial”; three book reviews; an interview with Roldan Muradian and Esteve Corbera about payments for environmental services; a debate about Anthony Hall’s recent book on REDD projects in Latin America; and the Gallery, which offers text and photographs on the same topic of payments of environmental services.

We hope that our readers will be pleased with the content of this issue and that authors will continue submitting their work to **SeD**. We wish a good reading to all.

NOTES

¹ In Brazil, CAPES evaluates scientific journals by through the Qualis index, which, among other purposes, identifies the journals which have stronger relevance in each area of knowledge, both to researchers and to funding agencies and scientific institutions.

Dossiê
Dossier



Dossiê Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil

Ludivine Eloy¹
Emilie Coudel²
Fabiano Toni³

¹CNRS UMR Art-Dev 5281
Université Montpellier 3, Site Saint-Charles - Rue Henri Serre
34090 Montpellier
Centro de Desenvolvimento Sustentável / Universidade de Brasília
Campus Universitário Darcy Ribeiro - Gleba A, Bloco C - Av. L3 Norte, Asa Norte -
Brasília
ludivine.elay@univ-montp3.fr

²Cirad, UR Green, 34398 Montpellier, France
Embrapa Amazônia Oriental, Belem, Brasil
emilie.coudel@cirad.fr

³Centro de Desenvolvimento Sustentável / Universidade de Brasília
Campus Universitário Darcy Ribeiro - Gleba A, Bloco C - Av. L3 Norte, Asa Norte -
Brasília
ftoni@unb.br

Efeito de moda? Novo nome para receitas antigas? Fonte de recursos para a conservação? Ou real evolução das políticas ambientais e agrícolas? Talvez seja cedo para responder. O fato é que a noção de serviço ecossistêmico se impõe como novo paradigma, desde a sua mediação no início dos anos 2000. Paralelamente, a construção de dispositivos de pagamento por serviços ambientais¹(PSA) se generaliza nos países tropicais, sobretudo na América Latina. Ela resulta da promoção, por instituições financeiras e redes científicas internacionais, de pagamentos diretos a proprietários de terra em troca de práticas conservacionistas. Idealizados como instrumentos de mercado na literatura científica, na prática os PSA acabam combinando mecanismos de mercado com regulamentação governamental e subsídios aos agricultores.

As noções de serviço ecossistêmico e de pagamentos por serviços ambientais podem ser consideradas como objetos políticos, mobilizados e significados por diferentes atores segundo os seus interesses. Portanto, a posição adotada neste dossiê é a de uma visão não-normativa do conceito de PSA, para abarcar todas as modalidades e debates que se referem a ele. Portanto, buscamos reunir textos que compartilham uma visão crítica dessa noção, no intuito de discutir as suas modalida-

des de aplicação no Brasil e os seus arranjos institucionais e financeiros, pois estas escolhas têm origens e consequências complexas².

Estas questões assumem uma dimensão particular no contexto brasileiro, por três razões. Primeiro, porque num país-continente, com alta diversidade socioambiental e muitos conflitos fundiários, o desafio maior do governo é desenhar ou apoiar políticas de PSA com escala, escopo e sistema de financiamento apropriados para garantir eficiência ambiental e equidade social. Há uma mobilização crescente de comunidades rurais, que passam a ver os projetos de PSA como uma fonte promissora de recursos. Assim, o processo de decisão sobre PSA ocorre em diferentes níveis de governo e é influenciado pelo setor privado e pelos movimentos sociais.

Segundo, porque num contexto de reforço dos instrumentos de comando e controle, de fragilização das áreas protegidas, de descentralização das políticas ambientais e de desenvolvimento rápido dos sistemas de compensação ecológica, é preciso ficar atento aos novos fenômenos de legitimação ou de exclusão de práticas e grupos sociais decorrentes da implementação de PSA.

Terceiro, porque o tema dos PSA no Brasil é ainda recente na esfera acadêmica e é debatido principalmente a partir de perspectivas ecológicas e econômicas. Diante dos conflitos em torno do uso dos recursos naturais, acreditamos que um diálogo interdisciplinar que incorpore uma abordagem política e geográfica é essencial para uma reflexão sobre estes novos instrumentos de gestão ambiental.

Nesse sentido, o artigo que assinamos, intitulado “Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica”, procura introduzir o tema do dossiê, analisando as principais evoluções das políticas de pagamento por serviços ambientais no país e as suas implicações para conciliação entre conservação e desenvolvimento.

Para ir além das teorias dominantes sobre o tema de PSA, os dois artigos seguintes propõem abordagens alternativas na área da economia. O primeiro, de Daniel Caixeta Andrade e Ademar Ribeiro Romeiro – “Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar?” — reflete sobre a utilização dos princípios da economia ecológica para aprimorar a metodologia de valorização ecossistêmica. Já o artigo “Limitações da abordagem coaseana à definição do instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais”, de Marcelo Silva Simões e Daniel Caixeta Andrade, faz uma revisão bibliográfica que esclarece como a economia ecológica e institucional pode contribuir para uma melhor caracterização dos instrumentos de PSA. Este artigo dialoga diretamente com a entrevista de Roland Muradian e Esteve Corbera, publicado no fim do dossiê. Esses dois pesquisadores ganharam destaque nos últimos anos por utilizar a economia institucional e a economia política para analisar as origens, os efeitos e os jogos de poder associados à implementação de PSA nos países em desenvolvimento.

Na segunda parte do dossiê, entramos na análise da governança de alguns casos de PSA. Anthony Hall, em “Combating Deforestation through REDD+ in the Brazilian



Amazon: a New Social Contract?”, examina a construção do REDD na Amazônia como uma forma específica de PSA e discute as suas implicações em termos de governança ambiental naquela região. Vale destacar que Catherine Aubertin abre o debate comentando o mais recente livro de Hall (Forests and climate change. The social dimensions of REDD in Latin America, 2012), publicado no fim do dossiê, comentário esse respondido pelo próprio autor.

Já o artigo de Rosangela Calado da Costa, Marie-Gabrielle Piketty, e Ricardo Abramovay, “Pagamentos por serviços ambientais, custos de oportunidade e a transição para usos da terra alternativos: o caso de agricultores familiares do Nordeste Paraense”, tem foco nas escolhas técnicas feitas em projetos de PSA do tipo Proambiente, na Amazônia, e na sua viabilidade econômica, tendo em vista as práticas agrícolas de fronteira agrícola.

Gisele Garcia Alarcon, Marcos Aurélio Da-Ré e Shigueko Terezinha Ishiy Fukahori, em “Análise de instrumento de mercado na gestão do Corredor Ecológico Chapecó, SC”, mostram como os PSA são mobilizados para implementar um corredor ecológico, envolvendo diferentes atores. Por sua vez, o artigo de Ana Carolina Campanha de Oliveira, Mariana Barbosa Vilar, Laércio Antônio Gonçalves Jacovine, Marcelo Oliveira Santos, Aline Daniele Jacon, “Histórico e implementação de sistemas de Pagamentos Por Serviços Ambientais no Estado de Minas Gerais”, traça o histórico e o funcionamento do programa Bolsa Verde em Minas Gerais, destacando a sua relação com projetos anteriores. Os dois artigos mostram como o foco dos PSA na modalidade “conservação da floresta nativa” acaba condicionando a seleção dos agricultores participantes do programa. Eles mostram também como o acesso aos conhecimentos técnicos e à rede social, associado ao sistema de monitoramento, também influencia sobre o ingresso dos agricultores familiares nos programas.

Este dossiê busca motivar novas reflexões, pois a implementação de PSA renova o debate sobre a articulação entre conservação e desenvolvimento. Definir como são produzidos os serviços ambientais, em quais espaços estão localizados, quem deve mantê-los e como, é um desafio. Esse desafio diz respeito à inclusão dos conhecimentos locais acerca da gestão dos recursos naturais nos modelos de gestão ambiental, à escolha entre a integração e a segregação de paisagem, e ao lugar dado à participação local e à ação coletiva nas políticas ambientais e agrícolas.

Mais do que uma norma a se seguir, os PSA são claramente um objeto político para se pesquisar e aprimorar.

NOTAS

¹ Para esclarecimentos sobre as diferenças entre as noções de serviço ecossistêmico, serviço ambiental e PSA, ver o nosso artigo “Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica”.

Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica

Ludivine Eloy¹, Emilie Coudel²
Fabiano Toni³

¹ CNRS UMR Art-Dev 5281

Université Montpellier 3, França

ludivine.elay@univ-montp3.fr

²CIRAD, UR Green, 34398 Montpellier,

France / Embrapa Amazônia Oriental,

Belém, Brasil

³Centro de Desenvolvimento Sustentável

Universidade de Brasília

Recebido em 23.03.2013

Aceito em 13.06.13

ARTIGO

Resumo

O texto analisa a evolução das políticas e programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) no Brasil e discute as implicações dos modelos preponderantes para a conciliação entre conservação e desenvolvimento. Os PSA emergiram de iniciativas de diversificação produtiva e de transição agroecológica. Entretanto, sua institucionalização em políticas públicas favorece a convergência para medidas de restrição de uso da terra e de restauração florestal. Esta tendência coincide com o uso de satélites para o monitoramento dos projetos que produz um sistema binário de representação da paisagem. Isso justifica modelos convencionais de intensificação da agricultura e de proteção da natureza que não levam em conta atividades agropecuárias provedoras de serviços ambientais. Assim, o ingresso dos agricultores nos programas de PSA depende, mais do que nunca, do seu acesso às redes e científico-técnicas que estruturam os arranjos institucionais locais.

Palavras chaves: Pagamentos por serviços ambientais, conservação, serviços ecossistêmicos, Brasil

Abstract

This study analyzes the evolution of policies and programs for Payments for Environmental Services - PES in Brazil and discusses the implications of prevailing models for reconciling conservation and development. PES emerged from initiatives of productive diversification and agroecological transition. However, its institutionalization in public policies favors a convergence towards forest conservation and restoration. This trend coincides with the use of satellite images to monitor land-use, which produces a binary representation of the landscape. This justifies conventional models of agricultural intensification and nature protection, which does not take into account the provision of environmental services through traditional agricultural practices. Therefore, the access of farmers to PES is contingent on their access to scientific-technical networks that structure local institutional arrangements.

Key words: Payments for environmental services, conservation, ecosystem services, Brazil.

INTRODUÇÃO

Desde o fim dos anos 1990, os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) ganharam destaque como um instrumento de mercado para viabilizar a proteção ambiental (Wunder, 2005), e vêm sendo incorporado às políticas públicas de diversos países, sobretudo na América Latina. Este instrumento emerge num contexto de liberalização econômica, para suprir as deficiências dos estados e encontrar novas fontes de financiamento para a conservação e o desenvolvimento (ENGEL et al., 2008). A justificativa dos PSA encontra-se nas críticas aos instrumentos públicos e aos projetos integrados de conservação e desenvolvimento que marcaram os anos 1970 a 1990, especialmente nos países em desenvolvimento (FERRARO E KISS, 2002; PAGIOLA et al., 2002, PESCHE et al., 2012).

No entanto, na prática, poucos projetos chamados de PSA estabelecem verdadeiros mercados de Serviços Ambientais, pois geralmente diversos atores tanto públicos quanto privados precisam se envolver nessas iniciativas. As experiências-piloto de PSA mais citadas foram desenvolvidas por governos, com apoio de organizações internacionais e ONGs, como é o caso na Costa Rica e no México. Assim, na conceituação mais ampla de PSA, proposta por Muradian et al. (2010), os PSA são arranjos institucionais que visam “a promoção de transferências de recursos entre atores sociais objetivando a criação de incentivos econômicos e a compatibilização das decisões de uso de terras de indivíduos e/ou comunidades aos interesses sociais de promoção do capital natural” (p. 1205).

Desta forma, os projetos chamados de “PSA” abrem espaço para novos atores nas políticas de conservação e dão margem para a criação de novos arranjos institucionais. A popularidade do conceito foi reforçada pela argumentação que além da eficácia em termos de gestão ambiental, esquemas de PSA poderiam contribuir para a luta contra pobreza (GRIEG-GRAN et al., 2005; ENGEL et al., 2008). Porém, a ênfase dada nos últimos anos por governos, instituições financeiras internacionais e ONGs a esse instrumento esconde fragilidades e riscos importantes em termos de governança ambiental (MURADIAN et al., 2013). Por exemplo, apesar de posicionar os agricultores como atores chave da gestão de recursos naturais e buscar incentivá-los ao invés de puni-los, poucos PSA favorecem a sua participação nas decisões a respeito da gestão dos recursos naturais (KOSOY et al., 2008).

No Brasil, depois de uma década de experimentação e de projetos piloto locais de PSA, o governo federal está definindo um quadro legislativo para a implementação de PSA em nível nacional. O caso é particular, pois as políticas de conservação nas últimas décadas foram relativamente exitosas. Precursor da idéia de gestão comunitária (ou participativa) dos recursos naturais, afirmada durante a conferência do Rio-92, o governo implementou, desde os anos 1980, inúmeros programas e leis visando a gestão sustentável de territórios coletivos (Unidades de Conservação de Uso Sustentável, Terras Indígenas, Territórios Quilombolas). Além disso, recentemente o país foi reconhecido pela eficiência das suas políticas de comando e controle contra desmatamento (ASSUNÇÃO et al., 2012, NEPSTAD et al., 2011). Isso



leva a refletir sobre a possível complementaridade dos PSA com as políticas anteriores e como isso influencia a orientação dada a esse instrumento.

Neste contexto, cabe perguntar como os PSA são utilizados como novo instrumento de política ambiental no Brasil e quais são as implicações das escolhas realizadas. Esta pergunta, permeia todo este dossiê sobre PSA, e será tratada aqui apenas na perspectiva histórica, geográfica e política, sem aprofundamento da perspectiva econômica, esta será tratada em diversos artigos deste número. Acreditamos que o diálogo interdisciplinar é particularmente necessário quando se trata de PSA, uma vez que este tema tende a ser analisado principalmente pelas ciências econômicas, em níveis macro, muitas vezes sem vislumbrar a complexidade dos arranjos sociais e institucionais e das dinâmicas socioambientais nos níveis locais.

Portanto, neste artigo, analisamos a evolução das políticas e programas de PSA no Brasil e discutimos as implicações dos modelos preponderantes para a conciliação entre conservação e desenvolvimento. Na primeira seção contextualizamos brevemente a emergência dos PSA, tanto nas esferas científicas internacionais quanto nas políticas, em particular nos países precursores da América Latina. Na segunda seção analisamos como essa emergência se deu no Brasil, bem como os processos de institucionalização e combinação dos PSA com outros instrumentos. Na terceira seção, discutimos os desafios desta implementação, em particular em relação à participação social e valorização dos conhecimentos locais.

1. EMERGÊNCIA E IMPLEMENTAÇÃO DOS PSA

1.1. Dos serviços ecossistêmicos aos Pagamentos por Serviços Ambientais

O conceito de serviços ecossistêmicos (SE¹) começou a ser utilizado nos anos de 1980 por cientistas da conservação norte americanos, como argumento à favor da conservação da biodiversidade. A disseminação da noção de SE serviu para chamar atenção da opinião pública sobre o valor monetário dos ecossistemas em escala global (CONSTANZA et al., 1997). Com a publicação dos resultados da Avaliação Ecosistêmica do Milênio, em 2005, este conceito se espalhou rapidamente nas arenas políticas e científicas sobretudo em nível internacional (FROGER et al., 2012).

A difusão do conceito de serviço ecossistêmico na literatura científica brasileira segue a tendência internacional descrita por Pesche et al. (2012): a partir dos anos 1990, é utilizada para alertar a opinião pública e os tomadores de decisão sobre os valores dos ecossistemas, principalmente em relação à provisão de água no bioma Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA et al., 1998), e aos impactos do desmatamento e da degradação florestal na Amazônia (FEARNSIDE, 1997, NEPSTAD et al., 1999). O conceito de SE serviu também para promover a priorização, a ampliação e o financiamento das áreas protegidas nos diferentes biomas (MEDEIROS et al., 2011), principalmente na Amazônia, onde florestas eram consideradas fundamentais para mitigar a crise climática (SOARES-FILHO et al., 2006).

A noção de Pagamento por Serviço Ambiental (PSA) tem, por sua vez, uma origem distinta, pois emergiu no início dos anos 2000, a partir das críticas a políticas anteriores de gestão ambiental nos países em desenvolvimento, críticas baseadas na falta de eficiência dos projetos integrados de desenvolvimento e conservação e nos limites dos mecanismos de comando e controle (MÉRAL, 2012).

Os PSA apareceram como uma maneira de condicionar pagamentos a prestação de um serviço que poderia ser controlado (FERRARO E KISS, 2002, PAGIOLA et al., 2002). Segundo a definição proposta por S. Wunder, o PSA é “uma transação voluntária, na qual um serviço ambiental bem definido, ou um uso da terra que possa assegurar este serviço, é adquirido por, pelo menos, um comprador de, no mínimo, um provedor, sob a condição de que ele garanta a provisão do serviço (condicionalidade)” (WUNDER, 2005: p. 3).

As noções de condicionalidade², adicionalidade³ e voluntarismo eram centrais na criação de mercados de serviços, vistos como uma solução pragmática, eficaz e eficiente para resolver os problemas ambientais e para promover, ao mesmo tempo, a luta contra a pobreza (GRIEG-GRAN et al., 2005).

Se o discurso do PSA é novo, em muitos contextos, sua prática é uma continuidade de velhas políticas. Alguns autores denunciam a participação do Estado nos PSA, como um desvirtuamento destes, que acabam se assemelhando a instrumentos de comando e controle (ROTH E DRESSLER, 2012). Também, alertas se multiplicam sobre os possíveis efeitos políticos perversos da valorização econômica dos SE (KARSENTY, 2007, MACFEE, 1999), principalmente no que se refere aos impactos para os modos de vida locais. De fato, as fundações da norma começam a ser questionadas, já que as experiências realizadas mostram que as escolhas não são somente técnicas, mas dependem em grande parte de decisões políticas e do contexto institucional (MURADIAN et al., 2013, MURADIAN et al., 2010).

1.2. Emergência e diversificação dos PSA na América Latina

A promoção dos PSA nos países do Sul se insere na continuidade de outros instrumentos de mercados de direitos relativos ao meio ambiente (WEBER E KARSENTY, 2004). Tais instrumentos incluem *debt for nature swaps* (KARSENTY, 2007), mercados da biodiversidade (AUBERTIN et al., 2007), Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (BOYDET et al., 2007), e, mais recentemente, o mecanismo de Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação - REDD (HALL, 2008).

As primeiras experiências de políticas nacionais de PSA foram lançadas pela Costa Rica em 1996 e depois pelo México, em 2003, ambas impulsionadas pela vontade das instituições internacionais (principalmente o Banco Mundial) de promover instrumentos de mercado independentes do Estado, num contexto de liberalização econômica dos dois países.

Até recentemente, a maioria dos dispositivos de PSA na América Latina esteve centrada na conservação de matas ciliares para a gestão de recursos hídricos, na

escala de micro-bacias hidrográficas (SOUTHGATE E WUNDER, 2009), sobretudo na Costa Rica, México, Equador, Bolívia e Brasil. São, em sua maioria, projetos pilotos gerenciados por ONGs que utilizam financiamentos oriundos de fundações privadas, empresas ou organizações internacionais. Na Costa Rica (LE COQ et al., 2012) e no México (MACFEE E SHAPIRO, 2010), as políticas públicas de PSA se transformaram ao longo do tempo e incorporaram prerrogativas governamentais em termos de soberania e luta contra pobreza, assim como reivindicações de organizações agrícolas e de movimentos sociais. O México se destaca por conceber PSA destinados à entidades coletivas, como *ejidos* e comunidades indígenas.

Além disso, as experiências de PSA na América Latina se diversificaram para atender às novas perspectivas trazidas pelos mercados de carbono, principalmente por meio de esquemas de compensação (CORBERA et al., 2009). Elas incluíram também ações de conservação da biodiversidade nos novos tipos de áreas protegidas baseadas no modelo de gestão bioregional (corredores, reservas de biosferas, redes ecológicas). Seguindo uma tendência internacional, essas áreas incorporam progressivamente mais paisagens habitadas, cultivadas ou manejadas pelo homem (ZIMMERER, 2006). Na Costa Rica e no México, devido às reivindicações das organizações agrícolas e dos movimentos sociais, os esquemas nacionais de PSA passaram a contemplar não apenas a proteção dos ecossistemas “naturais”, mas também a conservação ambiental em paisagens produtivas, por exemplo com novas modalidades para incentivar os sistemas agroflorestais (MCAFEE E SHAPIRO, 2010; RAPIDEL et al., 2011).

2. EMERGÊNCIA E INSTITUCIONALIZAÇÃO DOS PSA NO BRASIL

2.1. Primeiras experiências e institucionalização local

No Brasil, a região da Mata Atlântica é aquela onde os PSA mais se destacam. O crescimento das grandes metrópoles do Sul e do Sudeste estimula uma demanda local por serviços ecossistêmicos, principalmente por conservação da água. Um estudo do MMA levantou cerca de 80 projetos de PSA neste bioma até 2010 (BECKER GUEDES E SEEHUSEN, 2011), a maioria sendo destinados à proteção dos recursos hídricos. Diversas organizações trabalham com o tema na região, dentre as quais se destacam o MMA, FUNBIO, Cooperação Alemã, Agência Nacional de Águas, Banco Mundial e *The Nature Conservancy*.

A formação de comitês de bacias hidrográficas e o estabelecimento de um sistema de cobrança pelo uso agrícola da água⁴ na década de 1990, estão na origem do estímulo à criação dos primeiros PSA-água (BRANNSTROM, 2001). O Brasil difere de outros países latino americanos, na medida em que os recursos arrecadados pela cobrança são geridos pelos Comitês de Bacia Hidrográfica e não pelo governo central. Assim, é mais provável que tais recursos realmente custeiem programas de PSA mais descentralizados do que no México ou na Costa Rica. No Brasil, ainda de forma incipiente, alguns comitês vêm investindo em projetos de PSA. Um exemplo é o programa “produtor de água”, lançado em 2001 pela Agência Nacional de

Águas (ANA) e que prevê a remuneração dos agricultores que protegem e recuperam as matas ciliares para garantir o abastecimento de água e para combater a erosão. Desde 2006 as experiências de PSA-água se multiplicam e se ampliam no Sul / Sudeste do país, com arranjos que envolvem a ANA, as secretarias estaduais ou municipais de meio ambiente, e ONGs, com destaque para *The Nature Conservancy* (TNC).

A difusão e a ampliação dos projetos pilotos de PSA se traduz pela incorporação deste instrumento em políticas públicas municipais e/ou estaduais, por meio, muitas vezes, da criação de novas leis relacionadas a recursos hídricos (figura 1). Na Costa Rica se estruturaram instituições nacionais de gestão de PSA, com apoio de parceiros internacionais como Banco Mundial, ONGs internacionais e Universidades Norte Americanas. Já no Brasil, os parceiros investem e incentivam diretamente os estados na construção dos seus sistemas de PSA e/ou de compensação ambiental, como no caso de São Paulo, Espírito Santo, Bahia, Acre ou Santa Catarina (cf. ALARCON et al., neste numero; PAGIOLA et al., 2012).

Santos et al. (2012) identificaram 20 iniciativas legislativas no âmbito estadual (14 leis e seis decretos). Os estados abrangidos por estas leis incluem: Acre, Amazonas, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Paraná. Algumas das leis encontradas são específicas sobre PSA. Em muitos casos, há compartilhamento da gestão entre diferentes instituições públicas por meio de comitês, que podem ou não contar com participação da sociedade civil. Certos municípios possuem também suas leis sobre PSA, e até criaram fundos específicos, como é o caso de Extrema-MG e de Montes Claros-MG.

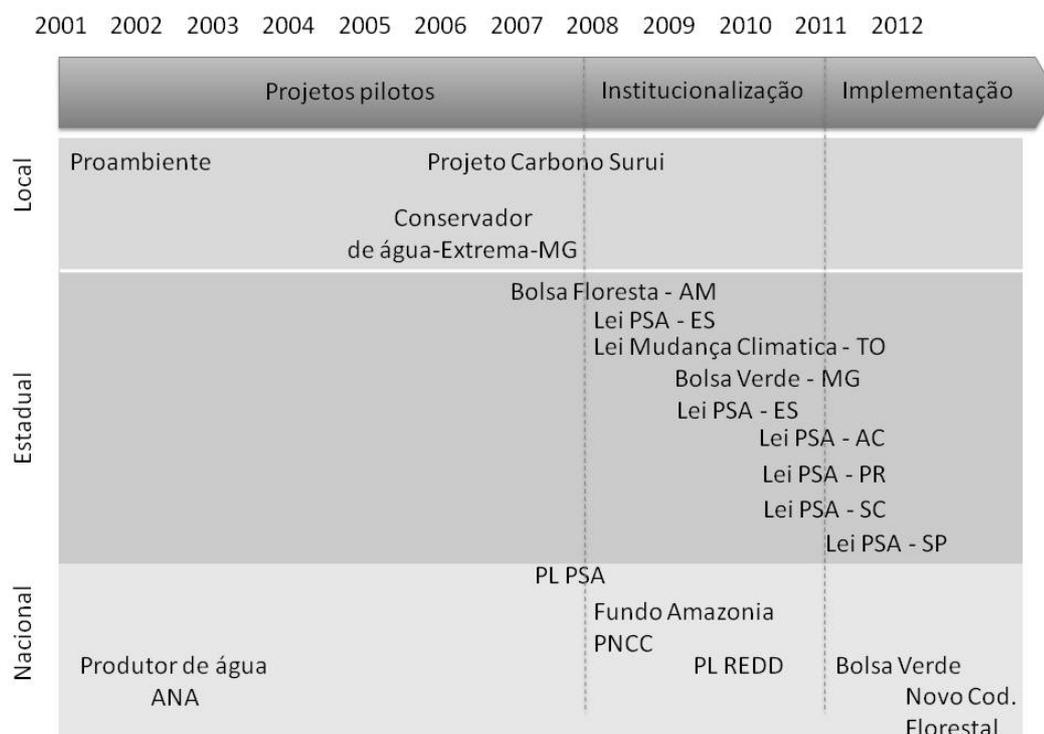


Figura 1. Cronologia da emergência dos principais programas de PSA e seus marcos regulatórios no Brasil

Na região Norte, os primeiros PSA foram implementados no âmbito do programa Proambiente, iniciado em 2003. O Proambiente, incentivava a transição agroecológica, e para isso fornecia apoio técnico aos produtores e planejamento comunitário (MATTOS, 2010; BRITTO et al. 2012). O projeto incluiu 11 pólos e 6000 famílias, e foi liderado pelos movimentos sociais em parceria com o governo federal. No entanto, o Proambiente terminou em 2010 por falta de recursos e de quadro institucional no nível federal. Outros PSA foram concebidos para assegurar a continuação de Sistemas Agroflorestais, liderados por organizações locais, com apoio de programas de cooperação internacional, principalmente do PPG7 (DOS SANTOS E VIVAN, 2012).

Apoiando-se na agenda REDD, que estava emergindo em nível internacional, os Estados do Amazonas e do Acre procuraram captar recursos para suas políticas ambientais. O estado de Amazonas criou em 2007 o Bolsa Floresta, como forma de pagamento individual e coletivo para influenciar práticas de uso de recursos naturais dentro das áreas protegidas (HALL, 2008). São pagamentos condicionados a restrições do uso de áreas, mas que implicam em poucas mudanças relacionadas ao uso tradicional feito pelos moradores das UCs. Grupos indígenas também viram no REDD uma oportunidade de conseguir recursos para garantir a proteção da sua terra, como no caso do Projeto Carbono dos Paiter-Surui (TONI E FERREIRA, 2011).

Nos primeiros anos de implementação do PSA no Brasil houve uma grande diversidade de projetos no que diz respeito a seus objetivos e arranjos institucionais. Segundo Pagiola et al. (2012), o desafio, atualmente, é conseguir ampliar a escala dessas ações para ganhar coerência e eficiência.

2.2. Rumo a um quadro nacional

No Brasil, não existe um regime nacional a respeito dos PSA. Esta agenda não foi assunto prioritário das políticas ambientais nos últimos anos e só agora chega numa fase de institucionalização.

Ao contrário do México e da Costa Rica, que tem uma longa tradição de gestão florestal centralizada, a política florestal do Brasil é fragmentada em diversos órgãos do governo federal e de governos estaduais, com pouca articulação. Desde a década de 2000, algumas leis e programas procuram dar um quadro mais unificado e centralizado a essa política. Exemplo disso são, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), de 2000, o Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM) de 2004, e o do Cerrado (PP-Cerrado) de 2010, o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal (FNDF), de 2006.

Dentro desse quadro vem sendo discutida a criação de um regime nacional de PSA, notadamente por meio do Substitutivo ao Projeto de Lei nº 792/2007 e seus apensos, que visam instituir uma Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. A iniciativa traduz a necessidade de se normatizar a diversidade de projetos locais já existentes. Porém, umas das grandes dificuldades enfrentadas para elaboração de

um regime nacional de PSA é a dificuldade de criar uma fonte de recursos públicos em nível nacional, que possa atender às demandas de todo o país.

Um primeiro passo na criação desses fundos foi o estabelecimento do Fundo Amazônia, em 2008, para captar dinheiro internacional e fomentar projetos de conservação. Mais recentemente, duas leis federais trataram especificamente de PSA: a lei do Fundo Clima (Lei 12.114 de 2009) e a lei do programa Bolsa Verde (Lei 12.512 de 2011). Essas duas leis criam modelos para administração pública advindos de programas de PSA. As fontes de recursos previstas são prioritariamente nacionais, mas no caso do Fundo Clima é possível haver doações ou empréstimos de instituições internacionais. No entanto, para conseguir atingir as metas definidas internacionalmente nos tratados sobre mudanças climáticas⁵, o Governo Federal apostou prioritariamente em estratégias de controle do desmatamento (BARRETO et al., 2012).

2.3. Articulação com outras políticas

Claramente, no Brasil, os PSA não estão concebidos para substituir a ação pública, mas como um complemento aos instrumentos de regulação ambiental (VEIGA E MAY, 2010). Desde os meados dos anos 2000, o Brasil intensificou o uso de instrumentos de comando e controle do desmatamento, e deu continuidade à sua política de criação de áreas protegidas. No entanto, diversos autores apontam para a necessidade de usar os PSA de maneira complementar aos mecanismos de comando e controle para resolver os problemas ambientais crescentes no Brasil (MAY, 2011; SHIKI E SHIKI, 2011).

Um exemplo dos limites da política tradicional é o fato de que apesar da superfície das áreas protegidas brasileiras ter expandido muito nos últimos anos⁶, muitas destas áreas tem dificuldade de “sair do papel”, por falta de recursos e/ou de capacidade institucional. Similarmente a outros países como Costa Rica, México e França, os PSA (ou medidas agroambientais, no caso europeu) são utilizados como ferramentas a serviço da implementação efetiva de áreas protegidas. Podemos citar o exemplo da implementação de PSA dentro de corredores ecológicos (cf artigo da ALARCON, neste dossiê), ou o recém-criado programa Bolsa Floresta do estado de Amazonas, assim como o Programa Federal Bolsa Verde, que busca compensar os moradores de áreas protegidas por esforços em prol da conservação.

No âmbito do PPCDAM (Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia) lançado em 2004 e intensificado em 2008, vários projetos “pré-REDD” estão sendo implementados. Financiados principalmente por fundos mistos (Fundo Amazônia, Fundo Clima, e organizações internacionais), esses projetos são operados pelos órgãos ambientais municipais, em parceria com ONGs nacionais e internacionais (CENAMO et al., 2009, HALL, 2008). Os recursos são destinados para a regularização ambiental em grande escala, por meio do Cadastro Ambiental Rural (CAR) – sistema de georeferenciamento que deve permitir identificar precisamente onde ocorre o desmatamento. Essa regularização cria condições para a instalação futura de um sistema de pagamento por serviços ambientais.

Além disso, em todo o país, com a adoção do novo código florestal, o Ministério do meio ambiente estimou que entre 25 a 30 milhões de hectares de área degradada deverão ser recompostos, sendo que 80% do total estão ocupados por pastagens, e que maior parte deste passivo ambiental encontra-se nas regiões Centro-Sul e Nordeste (BARBOSA, 2012). Tendo em vista o alto custo da restauração florestal (de 5000 a 15000 R\$/ha), não é surpreendente que a nova lei florestal nacional⁷ permita criar PSA para auxiliar a recomposição das Áreas de Preservação Permanente (APP) e de Reserva Legal (RL) (artigos 41 e 58).

Nesse contexto, as políticas de PSA se estruturam para implementar e reforçar o sistema de controle do desmatamento. Como mostramos no próximo item, esta escolha tem várias implicações na maneira de conceber os PSA.

3. REFLEXÃO CRÍTICA SOBRE AS IMPLICAÇÕES DE UMA ABORDAGEM CONSERVACIONISTA

3.1. Os PSA no Brasil: entre conservação e desenvolvimento

Diferentes modalidades de PSA foram se firmando em função das visões que seus proponentes tinham da maneira de fornecer os serviços ambientais. Podemos classificar estas modalidades em quatro tipos (cf. tabela 1), :

- PSA do tipo “restrição de uso”: o pagamento é destinado a compensar um agricultor por ele renunciar ao uso de uma área, geralmente coberta por vegetação nativa.
- PSA de tipo “restauração”: o pagamento visa dar uma contribuição aos custos de recomposição da vegetação em áreas já desmatadas.
- PSA de tipo “valorização de práticas tradicionais” : buscam recompensar práticas de gestão do meio-ambiente ou praticas agroextrativistas de baixo impacto que já são de domínio das populações locais.
- PSA do tipo “transição” : eles procuram incentivar a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e a diversificação produtiva.

Como já mencionamos, muitos PSA surgiram a partir de iniciativas locais que promoviam a diversificação produtiva e que combinavam apoio técnico individual e planejamento comunitário. O caso do Proambiente na Amazônia, é emblemático (Mattos, 2010). No entanto, nos últimos anos, houve uma convergência dos projetos de PSA no sentido de promover restrições de uso e reflorestamento. Essa mudança está ligada à ênfase dada pelo governo às medidas de controle do desmatamento, às expectativas de financiamentos por REDD e às perspectivas de inclusão dos PSA no Código Florestal. No caso da Amazônia, devido ao tamanho da região, à falta de assistência técnica e à diversidade dos sistemas produtivos praticados, os PSA do tipo “transição” se tornam complexos para serem geridos sob

Tabela 1. Comparação das diferentes modalidades de PSA

	PSA "restrição de uso" ¹	PSA "restauração" ¹	PSA "práticas tradicionais"	PSA "transição" ²
Objetivo	Manter a vegetação nativa ⁱ	Recompor a vegetação	Recompensar práticas que trazem serviços ambientais	Promover a adoção de sistemas que prestem serviços ambientais
Serviço almejado	Carbono, Água, Biodiversidade	Carbono, Água	Biodiversidade	Agrobiodiversidade, Água, Carbono
Pagamento	Custo de oportunidade + custo de defesa ¹ Deve ser continuado ²	Custo de plantação (pode ser complementado com PSA restrição de uso)	Complemento de renda + custo de defesa Deve ser continuado	Custo de investimento em novos sistemas de produção ^{2,7} Pode ser interrompido depois da transição ²
Adicionalidade e monitoramento	Linha de base e controle a partir de imagens satélite, adicionalidade depende do risco de desmatamento ¹	Adicionalidade clara ¹ Controle de resultado por satélite	Adicionalidade depende do risco de desmatamento ⁴ Controle social geralmente já existente	Indicadores de adicionalidade e condicionalidade complexos mas controlável ao nível local ¹⁰
Eficiência ambiental	Grandes propriedades permitem escala e baixar custos de transação ¹	Garante aumento de estoque e prestação de mais serviços ecossistêmicos	Eficiente com regras coletivas fortes e custos de transação reduzidos ⁵	A longo prazo, possivelmente mais eficiente porque contra as causas do desmatamento ^{2,7,9}
Equidade, legitimidade	Pode excluir quem não tem direitos fundiários e quem depende da produção agrícola para se manter ^{4,8}	Incentiva quem já desmatou Difícil para quem tem pouca terra ³	Inclusão social depende dos acordos comunitários ⁶ Pode ter um risco de criação de elite ⁶	Inclusão social vai depender da capacidade institucional (apoio técnico, acordos comunitários) ⁹
Efeitos de desenvolvimento	Poucos efeitos na economia local ¹ e pode manter situações precárias (custos de oportunidade baixo) ³	Pode ter efeitos de estruturação de cadeias de recomposição (viveiros, técnicos) ¹	Pode permitir uma melhoria de situações de populações tradicionais ⁵	Pode ter efeito de estruturação de cadeias e impacto sobre toda economia local ^{7,9}

1. Wunder, 2007 e Wunder et al., 2008; 2. Pirard et Billé, 2010; 3. Karsenty et al., 2010; 4. Börner et al., 2010; 5. Sandbrook et al., 2010; 6. Pokorny, 2011; 7. Shiki e Shiki, 2011; 8. Corbera et al., 2009; 9. Mattos, 2010

um sistema centralizado. Assim, para se alcançar uma escala maior de implementação, se dá prioridade aos PSA do tipo “restrição de uso” ou “restauração”.

Até mesmo na Mata Atlântica, onde, existem projetos que incluem também atividades agrícolas⁸, a maioria dos projetos de PSA utiliza a estratégia “conservação” ou “restauração”. As áreas de Preservação Permanente (APPs) costumam ser prioritárias para os PSA-água (BECKER GUEDES E SEEHUSEN, 2011; DOS SANTOS E VIVAN, 2012). Desse modo, alguns projetos do tipo comando e controle, visando a fiscalização do desmatamento neste bioma, são “reconvertidos” em PSA água, de modo a se obter novas fontes de financiamento. Projetos de PSA dedicados ao sequestro de carbono, 33 de acordo com Becker Guedes e Seehusen (2011), emergiram com o desenvolvimento dos mercados voluntários de carbono. Esses privilegiam a estratégia “conservação” e “restauração”, mas é preciso destacar que 13 desses projetos de carbono, além de outros dois projetos PSA-biodiversidade, incluem uma estratégia de conversão para agroecologia, geralmente por meio de sistemas agroflorestais. Segundo Dos Santos e Vivan (2012) estes projetos apresentam geralmente uma área média menor (<400 ha) do que os projetos de tipo “conservação” (acima de 1200 ha).

A luta contra o desmatamento no Cerrado tem características específicas: a exigência de Reserva Legal é menor que na Amazônia e, assim, a maior parte do desmatamento no Cerrado não é ilegal. O PP-Cerrado (Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado) está centrado no monitoramento e na fiscalização do desmatamento, na criação e na gestão de Unidades de Conservação, e os PSA passam a ser a principal estratégia de proteção e recuperação de florestas em propriedade privadas. Algumas experiências piloto, financiadas por ONGs, visam a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), para sequestro de carbono ou conservação da biodiversidade, ou gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas, inspirados do modelo de PSA água da mata Atlântica. Mas o programa que se destaca é o Bolsa Verde, em Minas Gerais (que abrange todos os biomas do estado, incluindo o cerrado), implementado desde 2007, e que oferece um incentivo econômico para os proprietários restaurarem as florestas em APP e RL. Muitos desses projetos adotam também práticas de regularização ambiental das propriedades inspiradas naquelas utilizadas na Amazônia, como o CAR (cf CAMPANHA et al., neste número).

Na Caatinga, a implementação de PSA é, da mesma forma que no Cerrado, incipiente. Dos Santos e Vivan (2012) levantaram 12 projetos PSA carbono, sendo que a maioria é do tipo “conservação” e “restauração”, e visam a conservação da vegetação nativa, principalmente em unidades de conservação, sobretudo particulares, com monitoramento dos estoques de carbono.

Exploramos as causas e implicações dessa tendência em focar os PSA na conservação de florestas, à partir dos resultados dos diferentes artigos deste número especial.

3.2. O foco na “conservação” das florestas: causas e implicações

Estudos de caso mostram que esta tendência se deve em parte ao uso de satélites para o monitoramento dos projetos que produz um sistema binário de representação da paisagem. Além disso, uma visão dogmática dos PSA exclui a percepção que os próprios atores locais têm do valor dos seus recursos. Isso justifica modelos convencionais de intensificação da agricultura e de proteção ambiental integral da natureza, que não levam em conta a diversidade das atividades agrícolas e pecuárias preexistentes e tradicionalmente provedores de serviços ambientais.

3.2.1. A simplificação dos serviços ambientais: cobertura florestal

Há uma tendência, nos últimos anos, em considerar a manutenção da vegetação natural como serviços prestados. Isso tende a impor modelos técnicos de intensificação agrícola e proteção integral da vegetação “natural”. Neste contexto, a diversidade dos sistemas de produção é ignorada e ninguém se interessa em avaliar melhor seus impactos ambientais (ELOY et al., 2012).

De fato, os pagamentos são raramente atrelados à mensurações dos SA. Eles se apoiam em aproximações sobre a relação entre formas de usos do recursos e provisão de um SA (SPERANZA E SAND, 2010). As grandes incertezas sobre a relação entre práticas agrícolas e a provisão de serviços ambientais e a falta de indicadores simples para monitorar estas relações, limitam a demanda por PSA atrelados à gestão de agroecossistemas (RAPIDEL et al., 2011).

Devido a essa incerteza, a floresta, de preferência “nativa” se torna a responsável por cumprir os serviços almejados. Sua manutenção permite uma simplificação dos projetos pela agregação de diferentes serviços ambientais numa só política de conservação: manutenção dos recursos hídricos, sequestro de carbono e conservação da biodiversidade.

Essa escolha no Brasil pode ser atribuída tanto à importância do Código Florestal e dos conceitos de Reserva Ambiental e APP, quanto ao desenvolvimento de sistemas de monitoramento por satélite. A proteção da floresta nativa é facilmente monitorada por meio de imagens de satélite, ao contrário dos agroecossistemas cultivados, que demandam sistemas de monitoramento mais complexos e maior nível de coordenação entre atores, o que aumenta os custos de transação (RAPIDEL et al., 2011). Os métodos de monitoramento dos PSA que privilegiam o mapeamento da “vegetação nativa” são eficientes e relativamente baratos, pois estão ancorados em técnicas de geoprocessamento.

O monitoramento feito exclusivamente por satélite geralmente produz um sistema binário de representação da paisagem: a vegetação é classificada em duas categorias, desmatado e não desmatado. Isso torna muitas práticas dos agricultores familiares e tradicionais invisíveis. Na classe “não desmatada” vários usos da paisagem são escondidos, como o extrativismo, a caça e a extração de madeira. Os



mapas promovem, portanto, uma “naturalização” da paisagem (HARRIS E HAZEN, 2006). A classe “desmatada” esconde a complexidade das paisagens manejadas por agricultores familiares, que em variados graus, podem preservar a biodiversidade, manter pequenas manchas de florestas e árvores isoladas e garantir a absorção da água e a evapotranspiração.

Tais serviços podem ser evidenciados quando se compara algumas dessas paisagens com aquelas produzidas por extensas áreas de monoculturas. Assim, o mapeamento e a proteção integral da vegetação nativa, que está se tornando um pré-requisito para os PSA em diferentes biomas, pode excluir atividades produtivas dos territórios tradicionalmente provedores de serviços ambientais (ELOY et al., 2012; PADOCH E PINEDO-VASQUEZ, 2010).

Do ponto de vista tanto ecológico quanto de equidade, faria sentido privilegiar o esforço do agricultor em manter um sistema agrícola capaz de prestar serviços ambientais (cf. COSTA, PIKETTY E ABRAMOVAY, neste volume). Mas com PSA que valorizam práticas agrícolas, é preciso ficar atento à como as regras de uso dos recursos naturais são definidas, porque podem levar a situações de exclusão (POKORNY et al., 2012). O monitoramento pode ser baseado na adoção de “boas práticas” que, de modo geral, obedecem a critérios pré-estabelecidos. Por não serem adaptados ou negociados em parceria com os provedores de serviços ambientais, os PSA tendem a excluir a percepção que os próprios atores locais têm do valor do seus recursos e das suas práticas (BRITO, neste número; ROMERO, neste número).

A perspectiva é diferente para os moradores de territórios indígenas ou de outros territórios tradicionais, com grandes excedentes de Reserva Legal, que podem se beneficiar de PSA do tipo “práticas tradicionais” (cf. tabela 1), por meio de REDD ou de sistemas de compensação de RL (BÖRNER et al., 2010). Porém, no Brasil a implementação de PSA em territórios coletivos é ainda rara (VIVAN, 2012). Além disso, se as regras do jogo não forem decididas junto com os índios, eles não correm o risco de perder seus direitos de uso sobre grande parte do seu território (TONI, 2011).

3.2.2. Um processo técnico-burocrático que traz riscos de exclusão

Os PSA traziam a promessa de adoção de critérios simples e individuais, que funcionariam num quadro de instituições mínimas, que garantissem o funcionamento dos mercados com direitos de propriedade assegurados (WUNDER, 2006). Assim, os projetos “pré-REDD” na Amazônia estavam focados na regularização fundiária por meio do CAR, visto como uma pré-condição para implementação de pagamentos “legítimos”. Grande parte dos proprietários de pequenas áreas são incapazes de regularizar suas terras ou de se adequar às normas, o que leva à sua exclusão dessas políticas (COUDEL et al., 2012).

Outros fatores sócio-políticos condicionam também o ingresso dos agricultores nos programas de PSA. Como menciona Simões e Caixeta (neste número), “*mesmo as abordagens “pró-pobres” não enfrentam a dimensão de equidade e justiça eco-*

nômica de PSA da maneira necessária, pois a distribuição dos benefícios diz respeito não somente a quem participa, mas também de como é distribuído o poder de barganha entre os agentes envolvidos e como seus interesses estão representados". Além disso, a acessibilidade aos PSA depende da capacidade dos órgãos de assistência técnica em promover modelos alternativos de uso do solo que sejam adaptados às especificidades da agricultura e dos conhecimentos locais (MATTOS E HERCOWITZ, 2011).

Para não privilegiar os grandes proprietários, vários programas e projetos de PSA no Brasil priorizam o atendimento a agricultores familiares, seja por meio de regras de acesso, seja por zoneamento (CAMPANHA, neste número; ALARCON, neste número). Porém, priorizar os agricultores familiares não é uma condição suficiente para que os PSA os beneficiem. O ingresso dos agricultores familiares nos programas de PSA depende do seu acesso às redes técnica-científicas que estruturam os arranjos institucionais locais (op.cit.). Os projetos de PSA exigem sempre o domínio de novos conhecimentos e técnicas (geoprocessamento, cartografia, direito dos contratos) para atender a seus princípios (condicionalidade, sanções, transferência de recursos). Isto significa que, para tirar proveito das oportunidade trazidas pelos mercados de SA, agricultores familiares e comunidades tradicionais necessitam fazer um esforço de planejamento e de articulação política que muitas vezes está além de sua capacidade.

Isso leva a um efeito de seleção entre regiões, territórios, e comunidades, dependendo dos intermediários presentes. Pokorny et al. (2012) mostraram que na Amazônia, programas de gestão dos recursos naturais, como manejo florestal e SAFs, beneficiam apenas aquelas famílias que conseguem vencer os obstáculos técnicos, institucionais e financeiros atrelados a eles. O mesmo pode ocorrer com os PSA, que envolvem obstáculos não menos desafiadores.

Em suma, nas distintas modalidades de PSA existe um *trade-off* entre os aspectos relevantes para os *policy makers* e os aspectos importantes para os atores locais. Em vez de focar nas condições institucionais que permitem o acesso a PSA, poderia ser relevante, como sugere Kosoy et al., (2008) retomar a perspectiva dos bens comuns para entender as motivações dos atores. Assim, os PSA sairiam do estatuto de simples compensação, para virar um instrumento de conservação e de apoio para os atores desenvolverem as atividades que lhes interessa e sobre as quais eles têm domínio.

A escala de intervenção adequada ganha relevância nesse contexto. A um nível descentralizado, pode haver pouca preocupação com metas sociais e, principalmente, ambientais. Por outro lado, ao se definir uma norma em nível nacional, os programas de PSA "públicos" podem ser menos adaptados às condições e necessidades locais, além de apresentar menor adicionalidade e capacidade de monitoramento, como apontado no paradoxo de REDD (PHELPS et al., 2010; SANDBROOK et al., 2010). Para resolver estes problemas, os governos da Costa Rica e do México adaptaram suas políticas nacionais de PSA, buscando maior flexibilidade por meio do incentivo à fundos de parceria com contrapartes locais



(*matching funds*) (FONAFIFO et al., 2012). Este sistema ‘compartilhado’ de financiamento de PSA procura facilitar a definição de diferentes tipos de pagamentos e de usos da terra para se adequar às condições locais, integrando, entre outros, sistemas agroflorestais e agricultura orgânica (LE COQ et al., 2012).

CONCLUSÃO

Esta revisão bibliográfica mostrou que, seguindo uma tendência internacional, a ideia de Pagamento por Serviço Ambiental ganha um importância crescente nas políticas ambientais e agrícolas no Brasil. Depois da multiplicação de experiências piloto em escala local, principalmente no Sul/Sudeste do país e na Amazônia, hoje a incorporação dos PSA em políticas públicas almeja uma mudança de escala de ação e propicia uma forte integração com mecanismos de comando e controle. Esses estão se tornando instrumentos chave para mediar conservação e restauração florestal, seja para recuperação de APP e RL, seja pelos sistemas de compensação florestal definidos pelo novo Código Florestal. Na ausência de financiamentos internacionais e privados de vulto, o Brasil busca desenvolver mecanismos internos de mercados de créditos florestais, em escala nacional ou estadual, baseados em critérios simples de monitoramento.

Como sugere Pokorny (2012), talvez a diferença mais relevante entre os PSA e as outras iniciativas de conservação é o nível de financiamento e a intensidade do monitoramento, este último sendo o meio indispensável para garantir a condicionalidade do pagamento. Desta forma, o que se espera dos PSA é que eles sejam suficientemente atrativos para influenciar as decisões dos agricultores.

Porém, o que mostramos, é que dependendo das características dos programas e do contexto institucional local, os PSA podem se tornar acessíveis somente para certos tipos de agricultores ou regiões, sobretudo se o foco for exclusivamente na conservação ou restauração de florestas nativas. O ingresso dos agricultores familiares e populações tradicionais nos programas de PSA depende do seu acesso às redes e técnicas que estruturam os arranjos institucionais locais e garantem a condicionalidade do projeto.

Este estudo sugere, portanto, que longe de ser uma norma à seguir, os PSA podem ser considerados como objetos políticos à serem pesquisados e aprimorados em função dos contextos regionais e locais.

AGRADECIMENTOS:

Este trabalho é resultado de pesquisas desenvolvidas no âmbito de dois programas: SERENA (Serviços Ambientais e usos do Espaço Rural), entre 2009-2012, financiado pela Agência Nacional de Pesquisa (ANR, França), edital ANRSYSTERRA (cf. <http://www.serena-anr.org>), e o projeto ENGOV (Governança Ambiental na América Latina e no Caribe), financiado pela União Europeia por meio

por meio do Programa FP7 – 2010 (acordo No SSH-CT-2010-266710). Agradecemos os pareceristas do artigo por suas recomendações valiosas.

REFERÊNCIAS

ASSUNÇÃO, J., GANDOUR, C. & ROCHA, R. *Deforestation Slowdown in the Legal Amazon: Prices or Policies?*, Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas -PUC. 2012

AUBERTIN, C., PINTON, F., BOISVERT, V. & *Les marchés de la biodiversité*, Paris: IRD. 2007

BARBOSA, V. Código Florestal pode “reflorestar” área maior que São Paulo. *Exame* [Online]. Available: <http://exame.abril.com.br/meio-ambiente-e-energia/noticias/codigo-florestal-pode-reflorestar-area-maior-que-sao-paulo> [Accessed 18/10/2012].2012.

BECKER GUEDES, F. & SEEHUSEN, S. E. (eds.). *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*, Brasília: MMA. 2011

BÖRNER, J., WUNDER, S., WERTZ-KANOUNNIKOFF, S., TITO, M. R., PEREIRA, L. & NASCIMENTO, N. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications. *Ecological Economics*, 69, 1272-1282.2010

BRITTO, G. C., KATO, O. R. & HERRERA, J. A. A Prestação de Serviços Ambientais pode ser uma alternativa aos sistemas tradicionais da agricultura familiar no município de Pacajá, Amazônia Paraense – Brasil? *Sustentabilidade em Debate*, 3, 159-176.2012

BOYD, E., GUTIERREZ, M. & CHANG, M. Small-scale forest carbon projects: Adapting CDM to low-income communities. *Global Environmental Change*, 17, 250-259.2007

BRANNSTROM, C. Conservation-with-Development Models in Brazil’s Agro-Pastoral Landscapes. *World Development*, 29, 1345-1359.2001

CENAMO, M. C., PAVAN, M. N., CAMPOS, M. T., BARROS, A. C. & CARVALHO, F. *Casebook of REDD Projects in Latin America*: IDESAM / TNC Brazil. 2009

CORBERA, E., SOBERANIS, C. G. & BROWN, K. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico’s carbon forestry programme. *Ecological Economics*, 68, 743-761.2009

COSTANZA, R., DARGE, R., DEGROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., ONEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P. & VANDENBELT, M. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.1997

COUDEL, E., PIKETTY, M.-G., GARDNER, T. A., VIANA, C., FERREIRA, J. N., MORELLO, T., PARRY, L., BARLOW, J. & ANTONA, M. Environmental compliance in the Brazilian Amazon: exploring motivations and institutional conditions. *In: ISEE 2012, 16-19 June 2012 Rio de Janeiro. Year.*

DOS SANTOS, R. F. & VIVAN, J. L. 2012. Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos em perspectiva comparada: recomendações para tomada de decisão. “*Diálogo Brasil-União Europeia sobre Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos*”. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

ELOY, L., MÉRAL, P., LUDEWIGS, T., PINHEIRO, G. & SINGER, B. Payments for Ecosystem Services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). *Journal of Environmental Planning and Management*, 55, 685-703.2012

ENGEL, S., PAGIOLA, S. & WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65, 663-674.2008

FAO 2007. The State of Food and Agriculture. Paying Farmers for Environmental Services. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FEARNSIDE, P. M. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics*, 20, 53-70.1997

FERRARO, P. J. & KISS, A. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science*, 298, 1718-1719.2002

FONAFIFO, CONAFOR, MINISTRY OF ENVIRONMENT, FOREST TRENDS & WORLD BANK 2012. Lessons Learned for REDD+ from PES and Conservation Incentive Programs. Examples from Costa Rica, Mexico, and Ecuador. http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=3171.

FROGER, G., MÉRAL, P., LE COQ, J.-F., AZNAR, O., BOISVERT, V., CARON, A. & ANTONA, M. Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux », . *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement (on line)*, 12.2012

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE & ISA. *O Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e ecossistemas Associados à Mata Atlântica 1990-1995*, São Paulo: FSOS-MA, INPE, ISA. 1998

GRIEG-GRAN, M., PORRAS, I. & WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development*, 33, 1511-1527.2005

HALL, A. Paying for environmental services: The case of Brazilian Amazonia. *Journal*

of International Development, 20, 965-981.2008

HARRIS, L. & HAZEN, H. Power of Maps: (Counter)-mapping for Conservation. *Acme International E-journal of Critical Geographies*, 4, 99-130.2006

KARSENTY, A. Questioning rent for development swaps: new marketbased instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. *International Forestry Review*, 9, 503-513.2007

KOSOY, N., CORBERA, E. & BROWN, K. Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. *Geoforum*, 39, 2073-2083.2008

LE COQ, J.-F., PESCHE, D., LEGRAND, T., FROGER, G. & SAENZ SEGURA, F. La mise en politique des services environnementaux : la genèse du Programme de paiements pour services environnementaux au Costa Rica. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* 12, <http://vertigo.revues.org/12920>.2012

MATTOS, L. & HERCOWITZ, M. *Economia do Meio Ambiente e Serviços Ambientais: estudo aplicado à agricultura familiar, às populações tradicionais e aos povos indígenas*, Brasília: Embrapa. 2011

MATTOS, L. M. D. *Decisões sobre usos da terra e dos recursos naturais na agricultura familiar amazônica : o caso do PROAMBIENTE* PhD, Universidade Estadual de Campinas . Instituto de Economia 2010.

MAY, P. H. Mecanismos de mercado para uma economia verde. *Política Ambiental*, 8, 170-177.2011

MCAFEE, K. Selling Nature to Save It? Biodiversity and the Rise of Green Developmentalism. *Environment and Planning D*, 17, 133 -154.1999

MCAFEE, K. & SHAPIRO, E. N. Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State. *Annals of the Association of American Geographers*, 100, 579-599.2010

MEDEIROS, R., YOUNG, C. E. F., PAVESE, H. B. & ARAÚJO, F. F. S. 2011. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional. Brasília: UNEP-WCMC.

MÉRAL, P. Les services environnementaux en économie : revue de la littérature. *Natures Sciences Sociétés*, 20, 3-15.2012

MURADIAN, R., ARSEL, M., PELLEGRINI, L., ADAMAN, F., AGUILAR, B., AGARWAL, B., CORBERA, E., DE BLAS, D. E., FARLEY, J., FROGER, G., GARCIA-FRAPOLLI, E., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., GOWDY, J., KOSOY, N., LE COQ, J. F., LEROY, P., MAY, P., MÉRAL, P., MIBIELLI, P., NORGAARD, R., OZKAYNAK, B., PASCUAL, U., PENGUE, W.,

PEREZ, M., PESCHE, D., PIRARD, R., RAMOS-MARTIN, J., RIVAL, L., SAENZ, F., VAN HECKEN, G., VATN, A., VIRA, B. & URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, no-no.2013

MURADIAN, R., CORBERA, E., PASCUAL, U., KOSOY, N. & MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69, 1202-1208.2010

NEPSTAD, D., MCGRATH, D. & SOARES-FILHO, B. Systemic Conservation, REDD, and the Future of the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 25, 1113-1116.2011

NEPSTAD, D. C., VERISSIMO, A., ALENCAR, A., NOBRE, C., LIMA, E., LEFEBVRE, P. & SCHLESINGER, P. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398, 505-8.1999

PADOCH, C. & PINEDO-VASQUEZ, M. Saving Slash-and-Burn to Save Biodiversity. *Biotropica*, 42, 550–552.2010

PAGIOLA, S., BISHOP, J. & LANDELL-MILLS, N. *Selling forest environmental services: market-based mechanisms for conservation and development*, London, UK: Earthscan. 2002

PAGIOLA, S., VON GLEHN, H. C. & TAFARELLO, D. (eds.). *Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil*, São Paulo: SMA/CBRN. 2012

PESCHE, D., MÉRAL, P., HRABANSKI, M. & BONNIN, M. Ecosystem services: emergence of new paradigms within the economics of ecosystem. In: MURADIAN, R. & RIVAL, L. (eds.) *Governing the provision of environmental services*. Springer. 2012

PHELPS, J., WEBB, E. & AGRAWAL, A. Does REDD+ Threaten to Recentralize Forest Governance? *SCIENCE*, 328.2010

POKORNY, B., JOHNSON, J., MEDINA, G. & HOCH, L. Market-based conservation of the Amazonian forests: Revisiting win-win expectations. *Geoforum*, 43, 387-401.2012

RAPIDEL, B., DECLERCK, F., LE COQ, J. F. & BEER, J. (eds.). *Ecosystem Services from Agriculture and Agroforestry. Measurement and Payment*, London & Sterling VA: Earthscan Ed. . 2011

ROTH, R. J. & DRESSLER, W. Market-oriented conservation governance: The particularities of place. *Geoforum*, 43, 363-366.2012

SANDBROOK, C., NELSON, F., ADAMS, W. M. & AGRAWAL, A. Carbon, forests and the REDD paradox. *Oryx*, 44, 330–334.2010

SANTOS, P., BRITO, B., MASCHIETTO, F., OSÓRIO, G. & MONZONI, M. (eds.). *Marco*

regulatório sobre pagamento por serviços ambientais no Brasil., Belém: IMAZON; FGV. 2012

SHIKI, S. & SHIKI, S. D. F. N. Os Desafios de uma Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: lições a partir do caso do Proambiente. *Sustentabilidade em Debate*, 2, 99-118.2011

SOARES-FILHO, B. S., NEPSTAD, D. C., CURRAN, L. M., CERQUEIRA, G. C., GARCIA, R. A., RAMOS, C. A., VOLL, E., MCDONALD, A., LEFEBVRE, P. & SCHLESINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440, 520-523.2006

SOUTHGATE, D. & WUNDER, S. Paying for Watershed Services in Latin America: A Review of Current Initiatives. *Journal of Sustainable Forestry*, 28, 497 - 524.2009

SPERANZA, C. I. I. & SAND, I. V. D. Can the rural economy deliver ecosystem services? *CAB Reviews*, 5, 1-16.2010

SWINTON, S. M. & LUPI, F. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64, 245-252.2007

TONI, F. Decentralization and REDD+ in Brazil. *Forests*, 2, 66-85.2011

TONI, F. & FERREIRA, I. A. R. De quem é o carbono? Descentralização, recentralização e a implementação do REDD+ no Brasil. In: SAUER, SÉRGIO, & ALMEIDA, WELLINGTON (eds.) *Terras e Territórios na Amazônia: Demandas, Desafios e Perspectivas*. Brasília: Editora Universidade de Brasília. 2011

VEIGA, F. C. N. & MAY, P. H. Mercados para serviços ambientais. In: MAY, P.H. (ed.) *Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática, 2ª Edição*. Rio de Janeiro: Elsevier. 2010

WEBER, J. & KARSENTY, A. Les marchés de droit pour la gestion de l'environnement. Introduction générale. *Tiers-Monde*, 7-28.2004

WUNDER, S. *Payments for environmental services: some nuts and bolts.*, Bogor, Indonesia. : CIFOR Occasional Paper No. 42. Center for International Forestry research,. 2005

WUNDER, S. Are direct payments for environmental services spelling doom for sustainable forest management in the tropics? *Ecology and Society*, 11, 23.2006

ZIMMERER, K. S. *Globalization & new geographies of conservation*, Chicago: University of Chicago Press. 2006.

NOTAS

- ¹ A difusão do conceito de PSA se insere em uma mudança gradual da noção de serviços ecossistêmicos (serviços prestados pelos ecossistemas) para a de serviços ambientais (serviços prestados pelos agricultores em favor do meio ambiente) (FAO, 2007). A visão do que o SE está associado com a natureza desabitada e “virgem” e evoluiu para a idéia que a agricultura pode oferecer Serviços Ambientais (SWINTON, 2007).
- ² Adicionalidade: um PSA é adicional se remunera práticas que resultem no fornecimento continuado e melhorado de serviços ambientais, além do que seria fornecido sem o pagamento – o chamado cenário de base (Wunder, 2005).
- ³ A condicionalidade garante que o provedor esteja apto a garantir a provisão ou a melhoria do serviço.
- ⁴ Política Nacional dos Recursos Hídricos, Lei no. 9.433/97
- ⁵ No âmbito da Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC (Lei Nº 12.187, 29/12/2009.), o governo brasileiro estipulou a meta de reduzir o desmatamento na Amazônia de 80% em relação à média de 1995-2006.
- ⁶ Houve uma duplicação da superfície de Unidades de Conservação sob o governo de Fernando Henrique Cardoso (1995-2002) (RYLANDS E BRANDON, 2005), uma política seguida pelo governo Lula (CAPOBIANCO, 2009).
- ⁷ Lei Federal 12651/12, com alterações feitas pela Lei Federal 12.727/12, que revogou o Código Florestal (Lei Federal 4771/65).
- ⁸ Implantação de SAFs; adubação verde e práticas de conservação de solos, como PSA do Comitê da Bacia Hidrográfica Lagos São João (RJ), graças ao fundo local FUNDOBOAS.

Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar?

Daniel Caixeta Andrade¹
Ademar Ribeiro Romeiro²

¹Professor Adjunto do Instituto de Economia da
Universidade Federal de Uberlândia (IEUFU)
E-mail: caixetaandrade@ie.ufu.br

²Professor Titular do Instituto de Economia da
Universidade Estadual de Campinas (IE-
UNICAMP)
E-mail: ademar@eco.unicamp.br

Recebido em 21.01.2013

Aceito em 10.06.2013

ARTIGO

Resumo

O objetivo principal deste artigo é contribuir para o aperfeiçoamento metodológico do processo de valoração dos serviços ecossistêmicos. A hipótese básica adotada foi de que esta deve contar com a utilização da ferramenta de modelagem econômico-ecológica como requisito básico para compreensão da dinâmica ecológica envolvida e a incorporação dos valores de outros serviços ecossistêmicos que de outra maneira não seriam captados. Enquanto ferramenta importante de gestão, é preciso se avançar em termos de propostas para o aperfeiçoamento da valoração de serviços ecossistêmicos, de forma a contornar seu viés reducionista. É neste sentido que o presente trabalho apresenta como contribuição maior a proposta da valoração econômico-ecológica, a qual visa integrar a valoração *stricto sensu* à análise mais geral das alterações nos fluxos físicos de serviços ecossistêmicos (avaliação ecossistêmica) e seus efeitos sobre as variáveis econômicas.

Palavras-chave: capital natural, valoração dos serviços ecossistêmicos, valoração econômico-ecológica, modelagem econômico-ecológica.

Abstract

The main goal of this paper is to contribute to the methodological improvement of the ecosystem services valuation process. The basic hypothesis adopted was that it should consider using the ecological-economic modeling as a basic tool required to better understand the ecological dynamics involved and incorporate other values of ecosystem services that otherwise would not be captured. As an important management tool, it is vital to go beyond with proposals for improving the ecosystem services valuation, in order to overcome its reductionist bias. In this sense the most important contribution of this paper is the proposal of a ecological-economic valuation approach, which is aimed at integrating the *stricto sensu* valuation to the more general analysis of changes in ecosystem services flows (ecosystem assessment) and its effects on economic variables.

Keywords: natural capital, ecosystem services valuation, ecological-economic valuation, ecological-economic modeling.

INTRODUÇÃO

Apesar de as críticas teóricas da Economia Ecológica estarem firmemente consolidadas na literatura econômica heterodoxa e respaldadas por nomes como o de Georgescu-Roegen, Herman Daly, Robert Costanza e Joan Martínez Alier, nota-se que há uma relativa carência em termos de avanços metodológicos que diferenciavam efetivamente as análises de cunho neoclássico daquelas econômico-ecológicas. Este estado contribuiu para que economistas ecológicos frequentemente utilizassem o mesmo conjunto de técnicas adotadas por economistas neoclássicos, originando clamores - justificáveis até certo ponto - de que não haveria distinção operacional entre estas duas correntes.

É no campo da valoração de serviços ecossistêmicos que esta confusão metodológica se manifesta de maneira mais contundente. Recentemente, porém, esforços de pesquisa vêm sendo direcionados no sentido de delinear de forma clara os princípios norteadores de uma plataforma valorativa coerente com os princípios da Economia Ecológica (ANDRADE, 2010). Para isso, é preciso invocar o recurso à transdisciplinariedade, cuja operacionalização é áspera e às vezes pouco palatável, mas absolutamente indispensável no tratamento dos fenômenos complexos do mundo real.

A prática usual da valoração econômica de serviços ecossistêmicos majoritariamente é feita tendo-se como base técnicas que utilizam pressupostos da microeconomia tradicional concernentes ao comportamento e objetivos dos agentes econômicos. Devido a isso, critérios de sustentabilidade e o reconhecimento da complexidade dos processos ecológicos frequentemente não são incorporados (ANDRADE, 2010).

O objetivo deste artigo é fazer uma discussão crítica sobre pressupostos teóricos e metodológicos da valoração, apresentando a abordagem corrente que aqui é chamada de utilitária e que gera valores utilitário-reducionistas. O trabalho é complementado com uma discussão a respeito de possíveis direções que podem ser tomadas a fim de aprimorar o processo de valoração em termos metodológicos. Por hipótese, um processo valorativo amplo e menos reducionista deve contar com a utilização da ferramenta de modelagem econômico-ecológica como requisito básico para compreensão da dinâmica ecológica envolvida e a incorporação dos valores de outros serviços ecossistêmicos que de outra maneira não seriam captados.

O trabalho está dividido em duas seções. Na primeira, são feitas considerações críticas à prática corrente do exercício valorativo. A segunda seção discute as possibilidades de refinamento metodológico da valoração de serviços ecossistêmicos sob um enfoque econômico-ecológico, no qual sejam privilegiadas as dimensões ecológica e social, além da dimensão econômica. Ao final, as considerações finais encerram a discussão desenvolvida, indicando a necessidade do esforço interdisciplinar para a disseminação da valoração econômico-ecológica.

1. VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: CONSIDERAÇÕES CRÍTICAS

Recentemente, o interesse pela valoração de serviços ecossistêmicos tem aumentado consideravelmente. Há que se reconhecer, porém, uma predominância estrita da utilização do instrumental neoclássico em estudos de valoração de serviços ecossistêmicos. Isso se deve, principalmente, ao fato de que correntes heterodoxas – como a Economia Ecológica – ainda pouco contribuíram para essa temática (AMAZONAS, 2009), muito embora este tópico esteja no centro de suas agendas de pesquisas.

Em sentido corrente, pode-se entender valor como a expressão da magnitude pela qual um determinado bem ou serviço contribui para um determinado objetivo pré-estabelecido (BINGHAM *et al.*, 1995; BOCKSTAEEL *et al.*, 2000; COSTANZA, 2000). Se os serviços ecossistêmicos contribuem para o objetivo maior de manutenção das condições de vida, seus valores são positivos. Não é adequado, portanto, negligenciar seus valores e suas contribuições para o bem-estar humano.

Se a Economia Ecológica é construída sobre a integração dos objetivos de escala sustentável, justiça social e eficiência econômica, um esquema de valoração dos serviços ecossistêmicos coerente deve lidar com estes três objetivos. De fato, como afirma Costanza (2003), além do tradicional objetivo da eficiência econômica, é preciso incorporar um conjunto mais amplo de objetivos na valoração de serviços ecossistêmicos. Isto porque considera-se que a sua prática corrente, baseada apenas no objetivo de eficiência econômica, cuja expressão é a maximização da utilidade individual, não necessariamente conduz à sustentabilidade ecológica e justiça social (BISHOP, 1993).

Embora os preços de mercado não sejam equivalentes a valores, cujo sentido ultrapassa a esfera econômica, a valoração trabalha principalmente com preços de mercado, demonstrando um viés parcial, antropocêntrico e utilitário, privilegiando apenas a dimensão econômica dos valores associados aos ecossistemas.

Todavia, apesar de não serem apreendidos pela prática corrente da valoração, os valores não econômicos possuem importante interação com as variáveis econômicas, uma vez que a busca de sua realização perpassa a dimensão econômica, sendo não neutros em suas relações (AMAZONAS, 2009). O grande desafio da valoração passa a ser, portanto, a tentativa de inclusão dos valores não econômicos relativos aos serviços ecossistêmicos, de modo que a valoração se torne mais ampla e abrangente. Além de incluir tais valores não econômicos, ligados principalmente às questões de ordem moral, ética e cultural, um esquema valorativo amplo deve também trazer considerações sobre a complexidade dos processos ecossistêmicos e suas interações com as variáveis humanas.

Em uma perspectiva crítica da valoração de serviços ecossistêmicos, González (2004) levanta alguns pontos interessantes. Em primeiro lugar, este autor lembra que a valoração padrão, além de simplificar a dimensão de valores, não considera as diferenças sociais da demanda e, devido a isso, não considera a questão de justiça

social ou justiça distributiva. Isto é, a prática da valoração procede à agregação das utilidades derivadas sem o estabelecimento de critérios que ponderem as diferenças na dotação de recursos dos agentes.

Em segundo lugar, González (2004) aponta a questão da falta de questionamentos sobre a solidez metodológica que embasa os exercícios de valoração. Apesar de respaldados pela publicação em renomados periódicos, estudos que fazem uso do atual paradigma não são redarguidos do ponto de vista da robustez dos modelos de valoração utilizados, muito embora os possíveis vieses sejam amplamente discutidos pela literatura crítica. Além disso, enfatiza que a prática corrente da valoração reforça a generalização de resultados em nível macro, ao mesmo tempo em que negligencia a importância de informações contextuais.

Quanto à sua natureza, Azqueta & Sotelsek (2007) chamam a atenção para o fato de que a valoração correntemente praticada se enquadra dentro do contexto do *Environment Impact Assessment* (EIA), numa perspectiva microeconômica. Entretanto, existe uma demanda para valoração de serviços ecossistêmicos tendo como referência todo o capital natural, numa conjuntura macroeconômica. Isto é, de uma valoração individual, os autores advogam a mudança para uma plataforma de valoração mais ampla, que reconheça todo o capital natural.

Azqueta & Sotelsek (2007) afirmam, ainda, que obter o valor do capital de uma área natural é uma tarefa complexa, devido à natureza sistêmica do capital natural. O exercício deve ir além do somatório do valor presente dos fluxos de serviços de ativos presentes dentro do conjunto de todo capital natural. Isso se deve, principalmente, a pelo menos dois problemas que tornam o processo de valoração mais complexo: i. substituibilidade, pois alguns ativos podem ou não ter substitutos disponíveis dentro da área considerada, sendo que o mais provável é a não existência de substitutos; ii. o problema das interrelações entre os diversos componentes do capital natural.

No contexto da valoração, o último ponto acima é de especial relevância. Isto porque alguns serviços ecossistêmicos apenas estão disponíveis na presença de outros ativos do capital natural, o que corrobora a tese de que o processo de degradação do capital natural conduz, de um lado, à perda de ativos naturais e, de outro, ao comprometimento de algumas funções ecossistêmicas. É necessário que as funções ecossistêmicas que geram os serviços de suporte estejam em condições de funcionamento adequado para a provisão dos demais serviços. Isso significa que a valoração de serviços ecossistêmicos não deve prescindir da tentativa de compreensão e interdependência dos componentes do capital natural, o que pressupõe a consideração sobre a dinâmica dos processos ecológicos subjacentes ao capital natural.

Hein et al. (2006) estabelecem uma *framework* para valoração de serviços ecossistêmicos, composta por cinco passos: i. especificação das fronteiras do sistema a ser valorado; ii. avaliação dos serviços ecossistêmicos em termos biofísicos; iii. valoração, usando linguagem monetária ou outros indicadores; iv. agregação ou comparação de diferentes valores; e v. análise das escalas e *stakeholders* envolvidos.

No primeiro passo, o exercício valorativo exige que o objeto de valoração seja claramente demarcado. Em outras palavras, é preciso se ter uma definição espacial do ecossistema sob consideração. O segundo passo sugere que antes de serem valorados, os serviços ecossistêmicos devem ser avaliados em termos biofísicos. Para os serviços de provisão, por exemplo, esse passo envolve a quantificação em unidades físicas dos fluxos de bens provenientes do ecossistema. Para os serviços de regulação, essa quantificação requer uma análise espacialmente explícita dos impactos biofísicos que determinado serviço tem sobre o ambiente local ou ecossistemas adjacentes. Para os serviços culturais, a avaliação envolve a identificação do número de pessoas que se beneficiam de determinado serviço e o tipo de interação que elas têm com o ecossistema considerado.

Quanto ao terceiro passo, os valores dos serviços ecossistêmicos dependem dos *stakeholders* envolvidos. De fato, há uma relação mútua e dinâmica entre *stakeholders* e serviços ecossistêmicos, já que os serviços ofertados por determinado ecossistema determinam os *stakeholders* relevantes e, de outro lado, estes determinam os serviços ecossistêmicos relevantes.

O quarto passo envolve a agregação e/ou comparação de valores obtidos na etapa anterior. Se todos os valores forem expressos em termos monetários, estes poderão ser somados e o total indicará o valor do ecossistema em questão. Se nem todos os valores forem expressos em termos monetários, pode-se utilizar uma avaliação multicritério, na qual um determinado *stakeholder* é requerido a atribuir pesos relativos aos diferentes conjuntos de indicadores (monetários e não monetários), possibilitando a comparação entre eles. Espera-se que diferentes grupos de *stakeholders* tenham perspectivas distintas sobre a importância de diferentes tipos de valores (HEIN *et al.*, 2006).

Por fim, o quinto passo é uma consideração explícita sobre as escalas (ecológicas e institucionais) adequadas que são pertinentes aos serviços ecossistêmicos e seus beneficiários. A avaliação das escalas e *stakeholders* envolvidos incrementa a aplicabilidade da valoração de serviços ecossistêmicos para suportar o processo de tomada de decisão, permitindo identificar os possíveis conflitos na gestão ambiental, principalmente entre *stakeholders* locais e *stakeholders* em escalas institucionais maiores (HEIN *et al.*, 2006).

Com relação ao processo de valoração *stricto sensu*, este comumente é feito através de técnicas de valoração que utilizam algumas das pressuposições da economia neoclássica acerca do comportamento do agente econômico (PEARCE, 1993; MOTTA, 1997; MAIA *et al.*, 2004). Exemplo é a suposição de racionalidade substantiva, que parte do princípio de que o agente é capaz de entender todas as variáveis que estão em jogo e avaliar as potenciais perdas em termos de bem-estar decorrentes da degradação ambiental.

Há que se considerar, também, que a prática corrente da valoração não incorpora a questão das complexidades envolvidas e não lida com a interdependência entre os componentes do capital natural. Ademais, a valoração traz em si um conflito ético,

pois ao alocar recursos que são herança comum de toda a sociedade atual e futura, atribui maior peso às preferências dos agentes com maiores rendas.

De maneira sucinta, pode-se dizer que a prática corrente da valoração de serviços ecossistêmicos enfrenta vários problemas, que podem ser agrupados em três pontos principais: i. ênfase na dimensão econômica dos valores dos serviços ecossistêmicos e a hipótese implícita de que as preferências são ponderadas pelo poder aquisitivo dos agentes; ii. hipóteses inadequadas sobre o comportamento dos agentes econômicos; iii. desconsideração sobre a complexidade dos processos ecológicos e suas interdependências, o que confere um caráter reducionista da valoração.

Quanto ao primeiro ponto, pode-se dizer que a definição de valores está associada a um espectro mais amplo de consideração das contribuições de determinado bem ou serviço (sejam eles provenientes ou não do capital natural) para o bem-estar de um agente econômico. Além de aspectos estritamente econômicos, considerações de ordem moral e ética também são incorporadas no processo de atribuição de valores, o que sugere que a dimensão social dos valores deve ser contemplada na valoração do capital natural.

No que tange ao capital natural, estes também possuem atributos de valores que podem não ser diretamente perceptíveis ou apropriados pelo homem. A dinâmica natural dos serviços ecossistêmicos é independente das ações humanas, no sentido de que eles não necessitam da indução humana para serem providos, cabendo sua oferta aos processos ecológicos. Neste sentido, os ativos do capital natural possuem o que se pode chamar de valor ecológico, que se refere à importância de cada componente estrutural do capital natural dentro do contexto mais amplo de interações ecológicas. A métrica de mensuração destes valores ecológicos não pode ser monetária; trata-se de uma métrica referida à sustentabilidade no longuíssimo prazo, que embute tanto um valor utilitário (sobrevivência da espécie humana), como um valor deontológico (reconhecimento do direito à sobrevivência de outras espécies não úteis).

Quanto ao segundo ponto, alguns métodos de valoração atribuem ao agente econômico uma racionalidade substantiva, pressupondo que estes sejam capazes de compreender corretamente todas as implicações da degradação de um recurso do capital natural ou de um serviço prestado. Tal hipótese está ancorada no *homo economicus* da economia neoclássica, cujas críticas pioneiras foram feitas por Herbert A. Simon (SIMON, 1959). Se a capacidade cognitiva dos agentes os impede de corretamente avaliar o que está sendo valorado, os métodos baseados na hipótese do agente onisciente inevitavelmente produzirão estimativas viesadas sobre os valores do capital natural. Em alguns casos, nem mesmo a contribuição de um painel de vários *experts* poderá superar essa limitação, dadas as complexidades e as incertezas envolvidas.

O terceiro ponto refere-se justamente à desconsideração da dinâmica dos processos ecológicos e o reconhecimento das interdependências entre os componentes do capital natural. É certo que o profundo desconhecimento sobre o funcionamento das funções ecossistêmicas e seus serviços limita sua incorporação no processo



de valoração. Todavia, a ciência oferece meios para se tentar compreender essa complexidade por meio de estruturas analíticas simplificadas que podem auxiliar o entendimento das principais relações de um sistema.

A consideração conjunta desses três pontos sugere que o processo de valoração de serviços ecossistêmicos requer a elaboração de estratégias que o auxiliem na superação de suas limitações, bem como considerar outras fontes do valor capital natural (dimensões ecológica e sociocultural). Considera-se, ainda, que a valoração de serviços ecossistêmicos não deve ser restrita apenas à mera aplicação dos métodos, devendo ser um processo mais amplo no qual sejam considerados aspectos econômicos, ecológicos e sociais.

2. VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: NOTAS PARA SEU APRIMORAMENTO METODOLÓGICO

Tendo em vista as constatações acima e também os já mencionados pressupostos da valoração de serviços ecossistêmicos, pretende-se discutir nesta seção o que se considera como perspectivas metodológicas no campo da valoração de serviços ecossistêmicos. As contribuições aqui apresentadas partem da orientação geral de que, se de um lado reconhece-se a insuficiência da utilização isolada destes métodos, de outro admite-se que esforços no sentido de refinar e ampliar o escopo da valoração econômica devem considerar os avanços já realizados, não desprezando em sua integralidade as metodologias já utilizadas.

Baseado no espírito de que deve haver uma soma de esforços para melhorar a acuidade da valoração e partindo-se do pressuposto de que a complexidade e as incertezas envolvendo os serviços ecossistêmicos exigem uma análise transversal, a contribuição apresentada passa por uma abordagem aqui chamada de econômico-ecológica, que pode ser considerada dinâmica porque considera a trajetória dos serviços ecossistêmicos ao longo do tempo em função de seus principais *drivers* de mudança (mudanças no uso do solo, por exemplo); e integrada porque não considera apenas a dimensão econômica dos valores dos serviços ecossistêmicos.

A valoração econômico-ecológica não trata do desenvolvimento de novos métodos, mas sim da ampliação do processo de valoração, considerando que este não deve ser apenas restrito à aplicação dos métodos. É preciso reconhecer que o uso da modelagem econômico-ecológica é uma condição *sine qua non* para se realizar um processo de valoração que explicita a dinâmica ecológica e suas interfaces com o sistema econômico.

A proposta de valoração aqui discutida visa integrar a valoração *stricto sensu* à análise mais geral da dinâmica ecológico-econômica dos serviços ecossistêmicos. Pode ser considerada como um paradigma distinto de valoração, uma vez que tem como objetivo não apenas a eficiência econômica e a alocação de recursos ambientais escassos, mas também a sustentabilidade ecológica e social.

A principal ferramenta operacional da abordagem de valoração aqui proposta é a utilização de modelos econômico-ecológicos. O campo de aplicação deste tipo de modelagem é amplo e pode oferecer resultados mais realísticos para a preservação e gestão dos serviços ecossistêmicos. Suas principais vantagens estão na possibilidade de elaboração de cenários e no tratamento dinâmico da trajetória dos fluxos de serviços ecossistêmicos.

Um dos requisitos básicos da valoração econômico-ecológica é a construção de um consenso sobre a necessidade de ter uma abordagem verdadeiramente transdisciplinar para lidar com a complexidade dos ecossistemas e suas contribuições para o bem-estar humano. A partir desse consenso, pesquisadores de várias áreas do conhecimento podem unir esforços para tentar buscar soluções para o enfrentamento do problema da degradação do capital natural, tendo como premissa básica e comum a constatação de que o verdadeiro desenvolvimento sustentável apenas será alcançado a partir do momento que se reconhecer que a vida humana e as atividades econômicas são dependentes do capital natural.

A valoração econômico-ecológica é uma metodologia de valoração de serviços ecossistêmicos que vem sendo desenvolvida no âmbito da corrente teórica chamada de Economia Ecológica. Trata-se de uma metodologia de valoração distinta da prática corrente na medida em que procura levar em conta a natureza complexa dos ecossistemas e os diferentes valores que lhes são associados, bem como os riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas de estruturas e funções ecossistêmicas. Em outras palavras, diferentemente da prática corrente, a valoração econômico-ecológica busca levar em conta a sustentabilidade ecológica, econômica e social da manutenção e/ou uso dos recursos naturais.

Para a abordagem econômico-ecológica, o conhecimento aprofundado da dinâmica ecológica decorrente da complexidade dos ecossistemas é uma condição necessária para que a valoração de serviços ecossistêmicos possa efetivamente subsidiar a adoção de políticas de gestão sustentável dos recursos naturais. Os ecossistemas resultam das complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos e não vivos em seus ambientes físicos e biológicos (MEA, 2003). São sistemas adaptativos complexos, nos quais propriedades sistêmicas e macroscópicas como estrutura, relação produtividade-diversidade e padrões de fluxos de nutrientes emergem de interações entre os componentes, sendo comum a existência de efeitos de retroalimentação (“*feedback*”) positivos e negativos (LEVIN, 1998), responsáveis por um equilíbrio dinâmico evolutivo. Eles incluem não apenas as interações entre os organismos, mas entre a totalidade complexa dos fatores físicos que formam o que é conhecido como ambiente (TANSLEY, 1935).

Do parágrafo acima, depreende-se que é vital para a valoração econômico-ecológica a realização de uma avaliação ecossistêmica *anterior* ao processo de valoração *stricto sensu*. Ela permite que sejam explicitados os serviços dos ecossistemas que estão sendo afetados ou poderão ser afetados por determinada ação antrópica.

Além disso, a avaliação ecossistêmica também auxilia na compreensão dos elos entre os benefícios ecossistêmicos e seus impactos no bem-estar humano de maneira ampla, considerando, inclusive, o significado sociocultural do meio ambiente dentro do contexto institucional analisado.

Na valoração econômico-ecológica, as contribuições das ciências sociais (economia, principalmente) e das ciências naturais (ecologia e biologia, principalmente) são combinadas na tentativa de construção de modelos econômico-ecológicos. O objetivo, em última instância, é proporcionar uma visão holística ao tratamento dos ecossistemas, seus serviços e sua contribuição ao bem-estar humano, bem como considerar os vários efeitos de *feedback* existentes entre ecossistemas e sistemas econômico (ROBINSON, 1991; HARRIS, 2002). Ao contrário de abordagens como a EIA (*Environment Impact Assessment*), a abordagem econômico-ecológica trata os ecossistemas como elementos internos à análise, tornando-a mais dinâmica e permitindo conhecer os impactos de mudanças ambientais sobre os resultados das atividades humanas e os efeitos que estas últimas têm sobre futuras mudanças nos ecossistemas (efeitos de retroalimentação), propiciando uma análise integrada.

O conhecimento limitado de disciplinas individuais em abordagens integradas tem levado a simplificações, reducionismos e dificuldades em lidar com a complexidade dos sistemas ecológico e econômico. As diferentes disciplinas possuem distintas idiosincrasias e o desafio está na construção de uma linguagem comum capaz de açambarcar as visões isoladas envolvidas. No caso da valoração de serviços ecossistêmicos, o conhecimento dos processos ecológicos torna-se uma condição essencial para o entendimento da dinâmica desencadeada por intervenções antrópicas nos ecossistemas. A partir dessas mudanças, pode-se utilizar esquemas valorativos que superem as limitações impostas pelas abordagens econômica e ecológica, nos quais os valores dos serviços ecossistêmicos não sejam representados apenas por valores fundamentados nas preferências dos indivíduos, mas em valores baseados em um sistema valorativo comum, cujos fundamentos se assemelhem a uma valoração sociocultural.

Além de considerar a dinâmica ecológica, uma verdadeira valoração econômico-ecológica deve incluir também as visões que diferentes grupos de indivíduos têm sobre as diversas categorias de serviços ecossistêmicos e suas dimensões culturais e éticas. Não basta apenas ampliar o cenário de valoração, incorporando aspectos de dimensões ecológicas e biofísicas. É preciso reconhecer que os seres humanos possuem uma racionalidade limitada e que é necessário ponderar quesitos de ordem social, introduzindo no debate questões sobre a escala ecológica sustentável, os riscos de perdas irreversíveis e a capacidade de resiliência dos ecossistemas.

Conforme Bockstael *et al.* (1995), as disciplinas de economia e ecologia possuem algumas características comuns, o que teoricamente poderia contribuir para a integração de suas contribuições para o tratamento da questão dos ecossistemas e seus serviços. Ambas buscam analisar e prever atributos e trajetórias de sistemas complexos, cujas dinâmicas são governadas pela alocação de recursos escas-

so e onde o comportamento de agentes individuais e fluxos de energia e matéria são essenciais. As diferenças mais pronunciadas entre economistas e ecólogos podem ser reconciliadas a partir do momento em que se tenha uma compreensão mais ampla dessas relações mútuas e dos desdobramentos espaciais e temporais da ação humana sobre os ecossistemas.

Não obstante as similaridades, existem significativas diferenças entre as duas disciplinas, mormente ligadas a diferenças no uso de unidades de medida, diferenças no foco em distintas populações de interesse, distinções no tratamento de riscos e incertezas e paradigmas de análises. Ecólogos usualmente criticam os economistas pela sua excessiva concentração na dimensão antropocêntrica dos valores ecossistêmicos e a conseqüente desconsideração de importantes processos ecológicos, ao mesmo tempo em que economistas criticam ecólogos e demais cientistas naturais pela sua indisponibilidade em calcular as contribuições relativas de várias características dos ecossistemas para o bem-estar humano e a não consideração de qualquer tipo de preferência humana no processo de valoração. Estes conflitos de abordagem dificultam sobremaneira a integração das perspectivas econômica e ecológica, tornando complexa a tarefa de construir modelos que captem as interfaces entres os sistemas naturais e humano.

Apesar dos desafios existentes na junção das abordagens econômica e ecológica necessária para ampliar o escopo da valoração dos serviços ecossistêmicos, principalmente no que diz respeito à complexidade associada à dinâmica inerente aos sistemas naturais e suas ligações com o sistema econômico, além de sua dificuldade em lidar com diferentes escalas temporais e espaciais, o fato é que o esforço de construção de plataformas mais amplas de valoração tem atraído cada vez a atenção da comunidade acadêmica. Isso se deve principalmente a três fatores, que se reforçam mutuamente: i. notável desenvolvimento de ferramentas computacionais que são capazes de simular as interações entre vários sistemas; ii. reconhecimento de que abordagens individuais de valoração são insuficientes para tratar as complexidades dos serviços ecossistêmicos, sendo também insuficientes para fundamentar políticas de gestão dos ecossistemas; e iii. esforço contínuo de integração entre várias disciplinas e ramos do conhecimento para tratar a problemática ambiental e para a compreensão da magnitude da dependência humana sobre os serviços ecossistêmicos.

Por objetivar a integração entre os sistemas ecológico e econômico, a abordagem aqui descrita deve contar com o auxílio de modelos econômico-ecológicos. Isto é, enquanto paradigma mais amplo de valoração ecossistêmica, que parte do princípio de que a atribuição dos valores dos serviços ecossistêmicos não deve ser restrita apenas à aplicação dos métodos de valoração e nem a um esforço monodisciplinar, um processo amplo de valoração pressupõe o uso da modelagem econômico-ecológica como ferramenta operacional, cujo objetivo imediato é a representação das interações entre os ecossistemas e a atividade humana, ilustrando de que maneira as intervenções antrópicas modificam os ecossistemas e como diferentes configurações ecossistêmicas contribuem para o bem-estar humano (BOCKSTAEL *et al.*, 1995). Em outras palavras, a funcionalidade da ferramenta de modelagem econômico-ecológica é subsidiar a avaliação ecossistêmica, mencio-



nada anteriormente, sem a qual torna difícil uma consideração menos reducionista das dimensões ecológica e social envolvidas. A importância de se considerar a dinâmica subjacente aos sistemas ecológico-econômicos está no fato de que assim se pode organizar/separar variáveis de estoque e variáveis de fluxo a fim de se evitar possíveis duplas contagens no processo de valoração de serviços ecossistêmicos (TURNER *et al.*, 1998).

O uso de modelos para a compreensão mínima da dinâmica dos sistemas (ou ecossistemas) não é exclusivo das ciências naturais. A Economia tem sido caracterizada pela utilização intensa de modelos econômicos, como parte de um processo de crescente formalismo. São usados como auxílio para o esclarecimento de problemas econômicos, cuja natureza é dialética. Assim, os modelos utilizados em ciência econômica devem ser vistos como analogias do raciocínio dialético dos economistas (GEORGESCU-ROEGEN, 2005).

Independente dos aspectos normativos sobre a utilização da modelagem em Economia, o fato é que esta prática tem sido bastante disseminada. No entanto, seguindo a tradição neoclássica, tais modelos não incorporam a dimensão ecológica, como que numa espécie de “fantasia”, na qual os fenômenos econômicos não têm nenhuma relação com o meio ambiente e este não representa nenhum tipo de obstáculo à obtenção dos resultados econômicos. Tal crença, chamada de hipótese ambiental tênue (MUELLER, 2007), fundamenta a chamada sustentabilidade fraca, cujo corolário básico é que, em última instância, o progresso humano tecnológico neutralizará possíveis efeitos negativos de natureza ambiental sobre o crescimento econômico e que o capital natural pode ser substituído pelo capital produzido pelo homem. Como desdobramento, negligenciam-se considerações importantes sobre a natureza da escassez do capital natural (ANDRADE *et al.*, 2012).

Assim como os modelos econômicos, modelos ecossistêmicos frequentemente não trazem considerações sobre os impactos que atividades econômicas têm sobre o meio ambiente. Essa tendência de isolacionismo em ambos os casos pode limitar os resultados dos modelos, tornando-os inadequados para tratar simultaneamente as dimensões socioeconômica e ecológica dos fenômenos reais.

A maioria dos fenômenos requer a integração de modelos econômicos e ecológicos, modelando-os simultaneamente. Tal integração exige o cumprimento de três requisitos necessários: i. profundo conhecimento das disciplinas envolvidas (no caso, economia e ecologia); ii. identificação e estruturação adequada do problema a ser investigado, e; iii. entendimento mútuo entre os pesquisadores (economistas e ecólogos, principalmente) sobre as escalas e os propósitos da ferramenta da modelagem.

Particularmente, modelos econômico-ecológicos são essenciais para o planejamento do uso da terra. Nestes casos, deve-se levar em consideração os *trade-offs* envolvidos entre rendimentos econômicos e provisão de serviços ecossistêmicos. A escolha de um determinado uso da terra pode maximizar os retornos econômicos no curto prazo, mas podem degradar um serviço ecossistêmico que no futuro pode

servir para a própria sustentabilidade do uso da terra escolhido. Por outro lado, estratégias de conservação desconectadas de informações econômicas podem não encontrar aderência por parte dos principais agentes da conservação.

Outro exemplo em que a integração de modelos ecológicos e ecossistêmicos é desejável está na elaboração de zoneamentos ecológicos em áreas que apresentam um alto custo de oportunidade da terra. Este é caso, por exemplo, dos desafios enfrentados pelas autoridades ambientais do estado de São Paulo, onde se encontram cerca de 18% de todos os remanescentes da Mata Atlântica no Brasil. Uma estratégia de conservação desses remanescentes deve levar em conta não apenas as prioridades de conservação da diversidade ecológica, baseadas, principalmente, em atributos de relevância ecológica, mas também incorporar dados econômicos, uma vez que o sucesso das políticas de conservação está diretamente relacionado a um adequado equilíbrio entre as variáveis ecológicas e econômicas.

Em se tratando da valoração de serviços ecossistêmicos, é clara a necessidade de interação entre modelos ecossistêmicos e econômicos. Os primeiros são úteis para descrever a dinâmica dos fluxos de serviços ecossistêmicos, enquanto que os últimos são necessários para representar o modo pelo qual o sistema econômico utiliza os serviços ecossistêmicos, impacta sua base de geração, alterando os seus fluxos e, em última instância, seus valores, uma vez que estes estão relacionados com sua abundância/escassez e nível crítico. Em suas interações e *feedbacks*, os valores dos serviços ecossistêmicos são dinâmicos, refletindo sua maior abundância ou escassez em função da trajetória de sua degradação ou recuperação. A própria evolução dos valores dos serviços ecossistêmicos pode indicar a existência de processos de degradação que não seriam identificados em um modelo puramente econômico. Adicionalmente, a consideração das interações ecológicas pode revelar que a degradação de determinada função ecossistêmica leva à deterioração de vários serviços ecossistêmicos que dela dependem.

Para além da vantagem de se considerar não apenas um único, mas um *bundle* de serviços ecossistêmicos, a ferramenta da modelagem econômico-ecológica permite a elaboração de cenários, considerada essencial para a formulação de políticas e para a apreciação de resultados econômicos e ecológicos em função de vários tipos de estratégias adotadas. Uma vez apresentados os resultados dos cenários simulados, *experts* e sociedade civil podem conjuntamente decidir sobre a estratégia mais adequada à luz de critérios ecológicos, econômicos e sociais.

Mesmo apresentando algumas vantagens em sua utilização, a disseminação dos modelos econômico-ecológicos requer a superação de alguns desafios. Em primeiro lugar, estão aqueles inerentes à própria resistência de pesquisadores em adotar posturas transdisciplinares. Em segundo lugar, além do diálogo entre a economia e ecologia (e outras ciências sociais e naturais), a elaboração de modelos econômico-ecológicos exige que os profissionais dessas áreas cheguem a um consenso sobre as várias abordagens adotadas, sobre os procedimentos básicos de especificação dos modelos e escolha das escalas espaciais, temporais e institucionais adequadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve como principal objetivo discutir as maneiras pelas quais pode se viabilizar o esforço de aperfeiçoamento metodológico do processo de valoração de serviços ecossistêmicos. A premissa básica adotada foi de que esta deve contar com a utilização da ferramenta de modelagem econômico-ecológica como requisito básico para compreensão da dinâmica ecológica envolvida e a incorporação dos valores de outros serviços ecossistêmicos que de outra maneira não seriam captados.

A análise empreendida, de cunho eminentemente teórico-metodológico, visou avaliar criticamente a abordagem dominante em valoração de serviços ecossistêmicos e mostrar as alternativas metodológicas de uma abordagem econômico-ecológica. A contribuição principal foi a de oferecer um referencial para a diferenciação entre um processo de valoração neoclássica, fortemente economicista, e um processo de valoração econômico-ecológica, cuja característica principal é o uso de ferramentas auxiliares para a consideração ampla e simultânea das variáveis ecossistêmicas, reforçando o caráter necessariamente interdisciplinar de exercícios valorativos.

Foi visto que o conjunto de métodos de valoração desenvolvidos e a forma como vem sendo aplicados pela economia ambiental neoclássica resulta em avaliações reducionistas do valor dos recursos naturais e/ou serviços ecossistêmicos. Em primeiro lugar, em função da pouca importância dada à compreensão aprofundada da complexidade ecossistêmica e suas relações com diferentes grupos de atores sociais por meio do diálogo interdisciplinar. Em segundo lugar, em função da desconsideração dos riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas, o que acaba por negligenciar e estiolar o papel da sustentabilidade ecológica.

A superação de tais limitações requer o resgate de uma visão econômico-ecológica ampla e holística que tenha fôlego para suportar um processo de valoração de ecossistemas complexos que envolve múltiplas dimensões de valor – ecológica, social e econômica. A existência de múltiplas dimensões de valor dos recursos naturais implica a necessidade de se utilizar análises multicriteriais no processo de valoração. No entanto, estas múltiplas dimensões dos serviços ecossistêmicos associadas à complexidade ecossistêmica resultam em um número elevado de variáveis e parâmetros ecológicos, econômicos e sociais que não tem como ser manejado sem uma ferramenta que as integre em um modelo.

Em termos de repercussão sobre políticas públicas, a proposta aqui desenvolvida pode auxiliar no monitoramento e avaliação de várias modalidades de política ambiental, a exemplo dos chamados Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA). Ao permitir a elaboração de cenários e a avaliação da trajetória dos serviços ecossistêmicos, a valoração fundamentada na modelagem econômico-ecológica oferece um leque de informações que pode indicar ganhos ou perdas em termos de serviços ecossistêmicos e, em última instância, a eficácia de tais políticas. Ademais, uma valoração mais acurada diminui a assimetria de informações entre os

agentes, facilitando um processo de negociação mais transparente, com menores custos de transação e que leve em consideração os *trade-offs* envolvidos.

Naturalmente, restam grandes desafios a serem transpostos. Primeiro, há que se avançar na sintonia entre economistas, ecólogos, biólogos e demais pesquisadores (cientistas sociais, inclusive). O diálogo construtivo e aberto entre esses profissionais é essencial para a construção de uma massa crítica sólida para se desvendar os nexos entre ecossistemas, sistema econômico e bem-estar humano. Segundo, deve-se enfrentar a escassez de informações por meio de esforços deliberados na construção de uma base ampla de dados que subsidie processos de avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos.

Por fim, refinamentos constantes nos modelos econômico-ecológicos devem ser perseguidos no intuito de representar de forma cada vez mais fiel os fenômenos reais de interação entre os meios natural e humano. Deve-se, ainda, avançar na melhor sintonia entre tais modelos e técnicas de georreferenciamento de forma a permitir o melhor tratamento das escalas espaciais dos serviços ecossistêmicos.

O debate aqui iniciado tem por função explícita estimular o surgimento de avanços teórico-metodológicos adicionais sobre o tema. Para além disso, exercícios empíricos, escassamente encontrados, são naturalmente um passo necessário no sentido de fornecer embasamento prático às propostas arroladas. A disseminação da prática de uma valoração econômico-ecológica ainda tem uma longa trajetória a ser percorrida. A contribuição deste trabalho foi de indicar alguns passos iniciais na direção da real diferenciação metodológica entre a Economia Ecológica e a Economia Ambiental Neoclássica. A transição entre uma fase de elaboração de críticas e o tirocínio de novas práticas é um processo necessário, porém desafiador. Se a impressão geral deste artigo permitir sua interpretação como sendo um esforço no sentido de pontuar e direcionar essa transição, é válido afirmar que seu principal objetivo foi alcançado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMAZONAS, M. de C. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. *Economia e Sociedade*, v. 18, n. 1 (53), p. 183-212, 2009.

ANDRADE, D.C., ROMEIRO, A.R., SIMÕES, M.S.. *From an Empty to a Full World: a nova natureza da escassez e suas implicações*. *Economia e Sociedade*, v. 21, p. 695-722, 2012.

ANDRADE, D.C. Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica. Tese de Doutorado, Instituto de Economia – UNICAMP, 268p., 2010.

AZQUETA, D., SOTELSEK, D. Valuing Nature: from environmental impacts to natural

capital. *Ecological Economics* 63, p. 22-30, 2007.

BINGHAM, G., BISHOP, R., BRODY, M., BROMLEY, D., CLARK, E.(T.), COOPER, W., COSTANZA, R., HALE, T., HAYDEN, G., KELLERT, S., NORGAARD, R., NORTON, B., PAYNE, J., RUSSEL, C., SUTER, G. Issues in Ecosystem Valuation: Improving Information for Decision Making. *Ecological Economics* 14, p. 73-90, 1995.

BOCKSTAEL, N. E., FREEMAN III, A.M., KOPP, R.J., PORTNEY, P.R., SMITH, V.K. On Measuring Economic Values for Nature. *Environmental & Science Technology* 34, p. 1384-1389, 2000.

BOCKSTAEL, N., COSTANZA, R., STRAND, I., BOYNTON, W., BELL, K., WAINGER, L. Ecological Economic Modeling and Valuation of Ecosystems. *Ecological Economics* 14(2), p. 143-159, 1995.

COSTANZA, R. Social goals and valuation of natural capital. *Environmental Monitoring and Assessment* 86, p. 19-28, 2003.

_____. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems* 3, p. 4-10, 2000.

GEORGESCU-ROEGEN, N. Métodos em ciência econômica. *Economia Ensaio* 20 (1), p. 7-16, 2005. [reprodução]

GONZÁLEZ, B.A. La valoración económico-ecológica y la presente coyuntura socioecológica latinoamericana. In: UICN (Unión Mundial para la Naturaleza), 2004. *Valoración económica, ecológica y ambiental: análisis de casos em Iberoamérica*. San Jose: EUNA, 2004.

HARRIS, G. Integrated assessment and modeling: an essential way of doing science. *Environmental and Modelling & Software* 17, p. 201-207, 2002.

HEIN, L., VAN KOPPEN, K., DE GROOT, R.S., VAN IERLAND, E.C. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57(2), p. 209-228, 2006.

LEVIN, S. A. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems* 1, p. 431-436, 1998.

MAIA, A.G., ROMEIRO, A.R., REYDON, B.P. Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações. Texto para Discussão, Instituto de Economia/ UNICAMP, nº 116, março, 2004.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystem and Human Well-Being: A framework for assessment*. Washington, D.C.: Island Press, 2003.

MOTTA, R.S. da. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília:

Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.

MUELLER, C.C. *Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente*. Brasília: Editora UnB, 2007.

PEARCE, D. *Economic values and the natural world*. Londres: Earthscan Publications, 1993.

ROBINSON, J.B. Modelling the interactions between human and natural systems. *International Social Science Journal* 130, p. 629-647, 1991.

SIMON, H. A. Theories of decision-making in economics and behavioral science. *The American Economic Review* 49 (3), p. 253-283, 1959.

TANSLEY, A.G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 3, p. 284-307, 1935.

TURNER, R.K., ADGER, W.N., BOUWER, R. Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary. *Ecological Economics* 25 (1), p. 61-65, 1998.

Limitações da abordagem *coaseana* à definição do instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

Daniel Caixeta Andrade¹
Marcelo Simões²

¹Professor, Doutor em Desenvolvimento Econômico e Professor do Instituto de Economia da Universidade Federal de Uberlândia.

E-mail: caixetaandrade@yahoo.com.br

²Economista e mestrando em Economia pela Universidade Federal de Uberlândia.

Recebido em 19.04.2013

Aceito em 05.06.2013

ARTIGO

Resumo

A despeito da popularidade dos instrumentos de PSA, existem questionamentos sobre a adequação de sua base teórico-conceitual. Este artigo apresenta uma pesquisa teórica e de caráter revisional cujo objetivo é contribuir para o debate sobre o desenvolvimento de novas abordagens conceituais capazes de conciliar teoria e prática do PSA. A discussão desenvolvida aponta para as contribuições da Economia Ecológica e Institucional para a ampliação do conceito de PSA, uma vez que as mesmas permitem incorporar os diferentes contextos ambientais, sociais e econômicos, e buscam lidar com os efeitos de eficiência e equidade.

Palavras-chave: pagamentos por serviços ambientais; bens públicos; custos de transação; institucionalismo; Economia Ecológica.

Abstract

Despite the popularity of PES instruments, there are questions about the adequacy of its theoretical and conceptual background. This paper presents a theoretical and a review research with the purpose of contributing to the discussion on the development of new conceptual approaches that are able to reconcile PES theory and experiences. The discussion points to the contributions of Ecological and Institutional Economics in order to expand the concept of PES, considering that those allow for the input of different environmental, social and economic contexts, and seek to deal with efficiency and equity effects.

Keywords: payments for environmental services; public goods; transaction costs; institutionalism; Ecological Economics.

INTRODUÇÃO

Recentemente, políticas de Pagamentos por Serviços Ambientais¹ (PSA) têm se tornado crescentemente populares (PATTANAYAK *et al.*, 2010). Sua atratividade está no fato de que, além de contribuir para a preservação dos fluxos de serviços ecossistêmicos (SEs) e biodiversidade, ele pode também contribuir para a geração de renda dos seus beneficiários (ZILBERMAN *et al.*, 2006), reduzindo, assim, os índices de pobreza rural (GRIEG-GRAN *et al.*, 2005). Este “efeito colateral positivo” vem contribuindo para que o PSA seja visto como uma espécie de panaceia capaz de resolver os problemas ambientais, além de, em alguns casos, funcionar como uma política de desenvolvimento rural (MURADIAN *et al.*, 2010). A despeito de sua popularidade, há questionamentos sobre a adequação de sua base teórico-conceitual (MURADIAN *et al.*, 2010; MURADIAN *et al.*, 2013). Para que o PSA seja uma ferramenta bem sucedida no alcance dos seus objetivos são necessárias considerações acerca da própria concepção e operacionalização deste tipo de política.

O suporte teórico dos esquemas de PSA é em sua maior parte proveniente da Economia Ambiental Neoclássica, o que contribuiu para que sua conceituação fosse feita com preocupação central de gerar eficiência econômica por meio da internalização de externalidades positivas (serviços ambientais) via pagamentos monetários, dando valor econômico aos fluxos de serviços decorrentes do capital natural. A alocação de recursos passaria a beneficiar aqueles que arcam com o custo de oportunidade derivado da preservação desta categoria de capital, promovendo desta forma comportamentos em prol de sua conservação. Este seria o caminho para gerar adicionalidade ambiental, que de outra forma não poderia ocorrer (WUNDER, 2005; PAGIOLA & PLATAIS, 2007; ENGEL *et al.*, 2008; FERRARO, 2008).

Conforme Wunder (2005), um mecanismo de PSA caracteriza-se por uma transação voluntária, onde um (ou mais de um) serviço ecossistêmico bem definido é “comprado” por um (ou mais de um) beneficiário desse serviço se, e somente se, o seu provedor é capaz de garantir a provisão do(s) serviço(s) em questão (condicionalidade). Logo, *“we can thus define Payments for Environmental [or Ecosystem] Services as a market-based instrument in which (a) service users pay (b) service providers (c) to provide a well-defined service (or land use that provides it) (d) in a conditional and (e) voluntary transaction”* (PAGIOLA & PLATAIS, 2007, p. 5).

É possível constatar, porém, que a formalização teórica de PSA, na maioria das vezes, não consegue se refletir em experiências reais, expressando apenas algumas características do conceito (WUNDER, 2005; 2008). Isto ocorre, dentre outros fatores, devido à simplificação teórica da escola neoclássica, que não consegue abarcar muitas das complicações do mundo real, como a grande importância dos custos de transação, da história de formação e evolução das instituições, além das características específicas de cada ecossistema e sociedade, com suas respectivas capacidades de coexistência e de suportar diversos impactos gerados pela interferência humana.

O desacordo entre tais condições reais e ideais coloca em sério risco a factibilidade deste tipo de política ou, em última instância, culmina em esquemas que não podem ser analisados tendo-se como referência o marco teórico convencional. O exame da literatura especializada aponta para uma excessiva consideração dos esquemas de PSA apenas como uma *market-driven tool*, negligenciando alguns aspectos relevantes, como complexidade e diversidades contextuais (heterogeneidades de ecossistemas e instituições). Deriva-se então o problema deste trabalho: como fazer com que os mecanismos de PSA sejam mais aderentes e coerentes com a complexidade dos fenômenos reais, levando em conta as interações complexas entre natureza, sistema econômico e instituições?

Por hipótese, postula-se que as políticas de PSA devem ser ampliadas no sentido de incorporar explicitamente objetivos de eficácia econômico-ecológica e de justiça social, entendidos como intrinsecamente interdependentes, juntamente com a trajetória histórica das instituições e as idiosincrasias dos *stakeholders* envolvidos. Tal ampliação tem como objetivo primordial robustecer este mecanismo em nível teórico e prático, tornando-o parcela importante de estratégias mais amplas de desenvolvimento socioeconômico (principalmente no meio rural).

A partir de uma perspectiva crítica, este trabalho tem como objetivo alinhar algumas questões que apontam para uma abordagem alternativa para o conceito de PSA. Especificamente, pretende-se contribuir para o debate sobre aspectos importantes que devem ser considerados nas discussões sobre a pertinência destes mecanismos. Além desta introdução, o trabalho é constituído por mais três seções. A primeira trata do PSA sob a abordagem *coaseana* e os problemas que a simplificação inerente a esta ótica gera quando se compara a teoria com a prática das experiências. Na segunda, discorre-se sobre as contribuições que a abordagem institucionalista e a Economia Ecológica oferecem para robustecer este mecanismo. Por fim, na terceira seção propõem-se algumas modificações no conceito e escopo de atuação do PSA, *vis-à-vis* ao conceito *coaseano*.

1. A ABORDAGEM COASEANA DE PSA

Sob esta ótica, o mecanismo de PSA tem atraído interesse crescente, já que reconhece os valores dos SEs e recompensa produtores rurais pela sua provisão (ENGEL *et. al*, 2008). Tal como mencionado anteriormente, a definição mais consagrada na literatura de PSA o vê como um instrumento de mercado que contenha os seguintes critérios: (i) a transação voluntária; (ii) um serviço ambiental (SA) bem definido ou um tipo de uso da terra que assegure sua oferta; (iii) pelo menos um comprador; (iv) pelo menos um vendedor que esteja efetivamente controlando a oferta do serviço; (v) se e somente se o ofertante assegurar a contínua provisão do serviço (condicionalidade)² (WUNDER 2005; 2008; PAGIOLA & PLATAIS, 2007).

Estes cinco princípios enumerados acima dizem respeito a mecanismos “puros” de PSA (os quais são raros), mas o número de esquemas “do tipo PSA” – que satisfazem a maioria, mas não todos estes critérios – é muito maior (WUNDER, 2008). O

mecanismo pode ser usado para preservar, restaurar, e aumentar os fluxos de SEs e, de acordo com Wunder (2008), existem experiências que internalizam quatro tipos de serviços: sequestro de carbono atmosférico, hídricos, de biodiversidade, e beleza cênica. Seu escopo de aplicação é para um limitado conjunto de problemas: aqueles em que os ecossistemas são mal administrados (gerando perda de valores de uso indiretos) porque muitos de seus benefícios são externalidades na perspectiva do gerenciador do ecossistema (PAGIOLA & PLATAIS, 2007; ENGEL *et. al.*, 2008).

De acordo com Engel *et al.* (2008, p.665), o PSA deve “buscar colocar em prática o Teorema de Coase”. Nesta perspectiva, os SAs são vistos, genericamente, como externalidades³, ou seja, uma falha de mercado que pode ser solucionada pela criação de um mercado que transacione esta “mercadoria”. Este “teorema” propõe que, na presença de direitos de propriedade previamente definidos sobre a posse e controle do capital natural em questão e de custos de transação inexistentes, haveria espaço para realização de barganhas mutuamente satisfatórias, em que contratos seriam estabelecidos redefinindo os direitos de propriedade na medida em que os beneficiários de SAs negociam com os ofertantes, dando assim um preço ideal para a externalidade (COASE, 1960). A partir do momento em que o acordo é consolidado, os provedores da “mercadoria” em questão teriam a obrigação contratual de empreender usos da terra que “entreguem a mercadoria”. Esta seria, portanto, a forma ideal para se alcançar níveis socialmente ótimos de externalidades ambientais, maximizando, assim, o bem-estar social (Pareto-eficiente), independentemente de alocação inicial dos direitos de propriedade dos *stakeholders* e da distribuição do “poder de barganha”.

A abordagem *coaseana* prevê, portanto, a obtenção de resultados eficientes por meio da livre negociação independente da alocação inicial de direitos de propriedade. Este tipo de suporte teórico às políticas de PSA confere uma forte ligação com a teoria econômica neoclássica⁴, pois há o explícito esforço se “alcançar o preço correto” de qualquer serviço ambiental. Neste contexto, o PSA é visto como uma ferramenta mercadológica para internalização de externalidades via criação de um mercado para SAs (FARLEY & COSTANZA, 2010; MURADIAN *et al.*, 2010; PASCUAL *et al.*, 2010, MURADIAN *et al.*, 2013).

Os mecanismos de PSA *coaseanos* intentam, portanto, “simular” o funcionamento de um mercado, já que procuram compatibilizar os incentivos dos ofertantes de serviços e dos usuários de serviços para que seja melhorada eficientemente a oferta de SAs (PAGIOLA & PLATAIS, 2007). Por fim, para que seja o mecanismo mais eficiente de resolução dos problemas ambientais, o indicador de custo-efetividade do PSA deve ser comparado com o custo de oportunidade de adoção de opções alternativas de política ambiental (FERRARO, 2008).

Dentro desta perspectiva, o objetivo principal é a busca pela alocação eficiente dos recursos entre os agentes, de modo que os efeitos de eficiência são priorizados em detrimento dos de equidade, já que se considera que a intervenção mais

eficiente (no sentido paretiano) é aquela que alcança o maior benefício agregado líquido entre os agentes envolvidos, e não como são distribuídos entre estes. Neste contexto, a intervenção de comando-e-controle (*i.e.*, regulação legal e direta) do Estado seria redundante e seu papel ficaria restrito à definição de direitos de propriedade, criação de contratos aplicáveis e esforços para redução de custos de transação (FARLEY & COSTANZA, 2010).

Um aspecto essencial do PSA é a condicionalidade dos pagamentos. Para que as transações sejam condicionais, há a necessidade de verificação da real oferta dos SAs “comprados” e o estabelecimento de um “patamar-base” que represente o ponto de partida do programa e a partir do qual seja avaliada a contribuição líquida do esquema na provisão de serviços (ENGEL *et. al.*, 2008). Portanto, para que a adicionalidade seja verificada, é necessário considerar o que poderia acontecer se, hipoteticamente, não houvesse o esquema de PSA e assim comparar seus “efeitos adicionais”.

O preço pago pelo SA em questão (determinando a disposição a pagar dos usuários de SA) precisa exceder os custos de oportunidade da produção mais comum de seus ofertantes. Em outras palavras, o lucro renunciado pelo abandono do uso anterior planejado da terra (determinando a disposição a receber do ofertante mais os custos de transação) deve ser menor que o preço pago pelo comprador (ANDRADE & FASIABEN, 2009; WUNDER, 2008; ENGEL *et. al.*, 2008).

Ressalta-se, também, a preferência por esquemas “auto-organizados” em relação aos organizados pelo governo. De acordo com Engel *et al.* (2008), enquanto os primeiros teriam maior probabilidade de serem mais custo-efetivos (devido ao menor número de agentes envolvidos, à maior delimitação dos SAs focalizados e por serem de pequena a média escala), os últimos, por sua vez, tendem a buscar, simultaneamente, outros objetivos (por exemplo, a redução da pobreza rural), o que pode ameaçar a eficiência e o alcance dos objetivos ambientais.

Por fim, a respeito dos efeitos de um mecanismo de PSA na diminuição da pobreza, há a expectativa de que pobres ofertantes possam aumentar seu rendimento por meio do recebimento dos pagamentos dos compradores (WUNDER, 2005; ZILBERMAN, 2006). No entanto, os programas de PSA não são uma “arma mágica” para a redução da pobreza. Desde que elaborados de modo a abranger os mais pobres quanto à elegibilidade, habilidade e disposição destes a participarem nos programas de PSA, pode-se criar sinergias importantes por meio de boa estruturação do mecanismo e se as condições locais são favoráveis (PASCUAL *et al.*, 2010).

A partir da análise do PSA *coaseano* e dos “pró-pobres” (categoria que desdobra do primeiro), recentemente diversos trabalhos têm criticado a excessiva simplificação teórica e o grande distanciamento desta abordagem normativa em relação às condições práticas de aplicação deste mecanismo (GRIEG-GRAN *et al.*, 2005; PAGIOLA *et al.*, 2005; MURADIAN *et al.*, 2010). Na busca de atender a estes problemas de aplicabilidade, na próxima seção serão discutidas algumas destas

críticas com base na abordagem institucionalista e de contribuições da Economia Ecológica.

2. ABORDAGEM INSTITUCIONAL E ECONÔMICO-ECOLÓGICA E SUA INTERFACE COM O PSA

Esta seção objetiva delinear contribuições de outras escolas de pensamento dentro da análise econômica e social das questões ambientais. O pressuposto básico é de que uma política de PSA bem estruturada deve incorporar princípios de justiça social e aspectos claros de sustentabilidade ambiental e não ser considerada apenas como forma de redefinição de direitos de propriedade e, por fim, realocação de recursos para otimização do bem-estar social.

2.1 Contribuições da Abordagem Institucionalista

A economia institucionalista reconhece que os custos de transação são significativos e influenciam os resultados econômicos, implicando no desenho de instituições adaptativas e de soluções de governança ambiental. Além disso, este arcabouço teórico dá grande importância aos valores socialmente reconhecidos que vão além dos monetariamente contabilizados.

Aqui, analisa-se o problema ambiental com base no conceito de interdependência, ao invés de externalidade, e leva-se em consideração, de forma central, o papel da incerteza, as características contextuais biofísicas e sociais, os critérios de justiça⁵ prevaletentes e a imbricação entre os efeitos de eficiência e equidade na adoção do PSA (PAAVOLA, 2007). Faz-se necessário levar em consideração esta gama de fatores já que, na realidade, eles conferem viabilidade e legitimidade a um mecanismo de política ambiental, atendendo aos interesses dos praticantes (em especial, quando incluem os esquemas de PSA dentro de uma estratégia mais ampla de desenvolvimento rural) (PASCUAL *et al.*, 2010).

Pode-se perceber que a abordagem *coaseana* de PSA não dá atenção suficiente ao papel das instituições e benefícios compartilhados em sua estruturação, uma vez que destaca essencialmente os esforços necessários para a criação de um mercado de SAs (MURADIAN *et al.*, 2010). No entanto, os sistemas de PSA não são criados em um vácuo institucional. Instituições diferentes promovem diferentes interesses e valores, influenciando os diversos tipos de comportamentos dos agentes. Neste sentido, para que um PSA funcione bem são demandadas partes cooperativas, o que só é possível quando o contexto institucional é devidamente considerado (VATN, 2010). Sommerville *et al.* (2009), em uma tentativa de revisar a conceituação *coaseana*, já destaca a necessidade de considerar a diversidade de contextos institucionais como condição básica para o sucesso dos esquemas de PSA.

Para a discussão aqui realizada, considera-se que as instituições, em uma definição simplificadora, são os hábitos e as regras formais e informais que regulam o que fazer e o que não fazer em uma grande variedade de situações repetitivas e

estruturadas em múltiplos níveis de análise (NORTH, 2005; OSTROM, 2005). No contexto ambiental, elas regulam as interações humanas com os recursos naturais e, desta maneira, afetam processos de mudanças ambientais (CORBERA *et al.*, 2009).

Vatn (2010) diferencia dois tipos de instrumentos econômicos de política ambiental: de um lado, Mercados para Serviços Ambientais (MSAs) e, de outro, os próprios mecanismos de PSA. MSAs demandam um serviço ambiental bem definido e lados de oferta e demanda de ativos, aproximando-se, portanto, do “PSA *coaseano*”. Por outro lado, PSAs não são mercados reais nos quais serviços ambientais são comercializados para compradores como qualquer outro bem. A “mercadoria” é mal-definida e, na maioria dos casos, o Estado desempenha papel intermediário através da mobilização de recursos de consumidores para um fundo governamental, distribuindo-os posteriormente aos ofertantes de SAs a um preço estabelecido.

Segundo Muradian *et al.* (2010) e Pascual *et al.* (2010), o contexto no qual a maioria dos esquemas de PSA operam é frequentemente caracterizado por alto grau de incerteza (estrutural e informacional) acerca da responsabilização da oferta de SAs e na avaliação dos ganhos de eficiência. Se por um lado há incerteza estrutural derivada das complexidades biofísicas dos SAs, de outro a relação estrutural entre mudanças no uso da terra e a oferta de SAs é dependente do contexto aplicado e de difícil demonstração, já que muito pouco se sabe ainda sobre como se dá o funcionamento das dinâmicas não-lineares e da resiliência dos ecossistemas (SPERANZA *et al.*, 2010).

Já a incerteza informacional é dada pelo tipo e nível de informação requeridos para se compreender melhor as relações complexas entre os componentes do capital natural. Isso implica em um *trade-off* entre melhor conhecê-las e a viabilidade do PSA, já que neste processo os custos de transação são substancialmente elevados. A assimetria informacional torna-se, portanto, uma característica inerente à implantação da maioria dos esquemas de PSA, podendo ter também consequências sobre a justiça distributiva, dado que se deve levar em consideração a distribuição do poder de barganha entre os *stakeholders*, ou seja, a definição de quem estabelece as “regras do jogo” (KOSOY *et al.*, 2008).

É certo que os custos de transação serão menores quanto menor a quantidade de agentes envolvidos. O mesmo será verdade para situações em que for mais clara as relações entre SEs prestados e tipo de uso da terra. Na medida em que o número de agentes e as incertezas ecossistêmicas aumentam, torna-se muito mais custoso a utilização dos mercados, já que o número de acordos aumenta substancialmente, elevando proibitivamente os custos de transação. Nestes casos, a administração pública pode conseguir os recursos com maior facilidade por meio de impostos ou taxas, simplificando as negociações com os ofertantes – o que resulta na perda do caráter *coaseano* de voluntariedade (VATN, 2010).

Ao se levarem em conta que os custos de transação normalmente são elevados, entende-se a razão pela qual os intermediários têm papel tão crucial para a eficácia do PSA, visto que possuem a capacidade de reduzir o tamanho destes custos

(VATN, 2010). Os intermediários, tendo controle sobre a informação relevante, têm a função de conciliar os interesses e expectativas de compradores e ofertantes de SAs por meio da adoção de noções de justiça distributiva que podem ser aceitas por ambas as partes, enquanto também assegura a viabilidade do PSA. Este agente cumpre com o papel central de evitar conflitos entre grupos sociais que derivam de interações históricas, condições distributivas atuais e noções de justiça incompatíveis, definindo, portanto, as “regras do jogo” (PASCUAL *et al.*, 2010).

Argumenta-se que considerações de equidade e eficiência estão, na prática, frequentemente entrelaçadas; assim, os tomadores de decisão irão crescentemente enfrentar o desafio de ter que ligar os esquemas de PSA com programas mais amplos de desenvolvimento rural (MURADIAN *et al.*, 2010). Portanto, a interdependência entre efeitos de eficiência e de equidade deve ser considerada como uma característica essencial destes mecanismos, não havendo razão *a priori* que justifique a prevalência de interesses de eficiência sobre objetivos de equidade (PASCUAL *et al.*, 2010).

Segundo Corbera *et al.* (2007), de uma forma geral o conceito de equidade está relacionado à distribuição de fatores e bens numa sociedade de acordo com um conjunto de princípios ou critérios. Este é um conceito que tem especificidades de acordo com os diferentes contextos sociais, além de ser fortemente ligado às noções de justiça compartilhadas pelos *stakeholders* e de direito vigentes em cada uma destas. Mesmo as abordagens “pró-pobres” não enfrentam a dimensão de equidade e justiça econômica de PSA da maneira necessária, pois a distribuição dos benefícios diz respeito não somente a quem participa, mas também de como é distribuído o poder de barganha entre os agentes envolvidos e como seus interesses estão representados (PASCUAL *et al.*, 2010; KRONENBERG & HUBACEK, 2013).

Outro fator importante é reconhecer que os valores sociais singulares a cada contexto influenciam quais resoluções de conflitos ambientais são consideradas justas, implicando na legitimidade das opções de política escolhidas (PAAVOLA, 2007). E levando-se em conta que os critérios de justiça são um construto social, a percepção dos agentes em relação ao pagamento se torna um aspecto essencial.

Corbera *et al.* (2009) definem a capacitação como a disposição de capital social, institucional e material para modelagem e implementação dos mecanismos, da mesma forma que para alcançar os objetivos traçados. Neste sentido, é importante investigar se a eficácia de uma instituição é ameaçada pela falta de capacitação dos agentes envolvidos. A capacitação é, portanto, extremamente importante na elaboração de esquemas de PSA consistentes, visto que geram a requisitada confiança entre todos os grupos de interesse – os quais podem finalmente determinar a provisão de SAs no longo prazo –, o que pode levar a redução dos custos de transação (CORBERA *et al.*, 2009; VATN, 2010).

Quanto ao gerenciamento dos *common-pool resources* (por exemplo, recursos pesqueiros, florestais e hídricos para irrigação), Ostrom (1990) desenvolve uma abordagem alternativa às soluções mercadológicas (“*coaseanas*”) e estatais (“*pigouvianas*”). A autora argumenta que há inúmeras experiências por todo mun-

do que demonstram que nem todos os recursos de uso comum, que são rivais em consumo mas de difícil exclusão de *free-riders*, estão fadados à exaustão dado a racionalidade curto-prazista do *homo economicus* neoclássico.

Por meio do estabelecimento de instituições adaptativas contextualizadas a cada realidade social, ambiental e econômica, é possível que as comunidades de indivíduos façam a gestão de seus recursos de maneira eficaz. Nesta abordagem, as complexidades locais inerentes a cada ambiente socioecológico têm valor fundamental para a determinação de soluções que são construídas dentro do contexto institucional local e que estão em constante evolução. Este “autogoverno” é instituído por meio da legitimação das regras e normas que governam as relações entre sociedade-economia-meio ambiente, gerando soluções de governança democraticamente estabelecidas, nas quais os *stakeholders* participam na elaboração, gestão e monitoramento das instituições vigentes e com a promoção de confiança com a construção histórica das relações sociais (em que há comunicação e repetição das ações em jogo) (OSTROM, 1990; 2012).

Por fim, a definição dos direitos de propriedade não é neutra do ponto de vista distributivo, implicando na legitimidade do PSA. São importantes também por duas razões principais: primeiro, os mercados “simulados” para SAs implicitamente representam a criação e troca virtual de um novo tipo de propriedade a respeito de bens – na maioria das vezes públicos – fornecidos pelos ecossistemas; segundo, direitos de propriedade existentes sobre o capital natural que gera os SAs podem também determinar quem obtém a propriedade atribuída dos serviços, e portanto, dos benefícios derivados da transação (CORBERA *et al.*, 2007).

2.2 Contribuições da Economia Ecológica

Dado o caráter transdisciplinar dos problemas ambientais e a insuficiência do tratamento da Economia Ambiental Neoclássica em explicar o real relacionamento que há entre o sistema econômico e o meio ambiente, a Economia Ecológica (EE) surge como um arcabouço teórico-metodológico reconhecidamente plural, que busca ampliar, por meio de uma visão sistêmica da relação capital natural-economia, o escopo de análise dos problemas ambientais com contribuições de outras disciplinas (MANGABEIRA *et al.*, 2011).

A visão pré-analítica da EE é de que o sistema econômico é apenas um subsistema aberto de um todo maior, do qual é parte e vitalmente dependente, qual seja: a biosfera, sistema fechado que se constitui da totalidade do capital natural e das interações dos seus componentes (i.e., os ecossistemas). Dado que a biosfera é limitada em seus recursos e materialmente definida, o sistema econômico tem seu crescimento escalar limitado pela quantidade e qualidade do capital natural e dos serviços ambientais dele provenientes. Portanto, sob este prisma, o conceito de escala é essencial, pois sinaliza para a criação, por parte do poder público, de fronteiras seguras para que os limites biofísicos não sejam atingidos (DALY, 1991; ROCKSTRÖM *et al.*, 2009; MAY, 2011).

Disto decorre outro conceito essencial para a EE: a resiliência dos ecossistemas. As relações biológicas, físicas e químicas dos ecossistemas geram padrões não-lineares de respostas destes a intervenções humanas econômicas. Como os estudos científicos ainda não evoluíram o suficiente para se conhecer exatamente a resiliência de cada ecossistema em específico – havendo, desta forma, incerteza fundamental a respeito da relação entre os impactos econômicos e a sustentabilidade do capital natural no longo prazo – a EE recomenda a adoção do Princípio da Precaução para que a expansão do sistema econômico não comprometa de maneira irreversível a capacidade de oferta dos benefícios pelos ecossistemas.

Outra característica diferenciadora da EE é o reconhecimento de que o capital natural e o artificial (aquele criado pelo homem através das descobertas científicas, melhoramentos de gestão de processos e inovações tecnológicas) são complementares, ao invés de substitutos perfeitos. Desta forma, há recursos naturais e, principalmente, serviços ecossistêmicos que só podem ser parcialmente substituídos com elevadíssimos custos (como despoluição da água e recuperação da fertilidade do solo), ou que não podem ser substituídos por maior que seja a evolução tecnológica (por exemplo, a regulação climática). Em função do caráter complementar dos tipos de capital, a EE possui uma posição cética com relação ao alcance do critério de sustentabilidade. Além disso, advoga que é preciso um tratamento especial da teoria econômica em relação aos ecossistemas em função das peculiaridades inerentes à sua dinâmica (ANDRADE & ROMEIRO, 2011).

Em se tratando de sustentabilidade do capital natural, faz-se necessário ressaltar que a EE adota explicitamente a Segunda Lei da Termodinâmica, que versa sobre a tendência à máxima entropia, ou seja, a dissipação de energia tende ao equilíbrio termodinâmico, estágio em que não há diferenciais de temperatura para o movimento de energia (GEORGESCU-ROEGEN, 1971; MUELLER, 1999; CECHIN & VEIGA, 2010). O sistema econômico é aberto, ou seja, consome matéria e energia de baixa entropia (i.e., elevada capacidade de realização de trabalho), transformando-os em matéria (produtos finais e resíduos, que muitas vezes são de descarte complexo) e energia de alta entropia (baixa capacidade de realização de trabalho). Estas trocas são feitas com a biosfera, um sistema materialmente fechado (embora aberto ao fluxo solar), o que impõe limites biofísicos ao crescimento econômico. À medida que o sistema econômico aumenta em escala, o capital natural se torna o recurso escasso e o capital humanamente produzido o recurso abundante na Terra (DALY, 2005; ANDRADE *et al.*, 2012).

Por fim, a EE se preocupa, fundamentalmente, com o conceito de sustentabilidade, desde que atenda a três aspectos basilares: ambiental, social e econômico. Primeiro, é necessário definir, com base em evidências científicas, a escala ambiental sustentável, ou seja, há a preocupação primordial em se considerar a resiliência ecossistêmica e a escala do sistema econômico. Segundo, as dotações de direitos dos agentes e os critérios e noções de justiça devem ser construídos e definidos de forma equitativa, de maneira que a pluralidade de contextos ambientais, sociais e econômicos sejam respeitados e as decisões públicas sejam legitimamente reconhecidas pelos *stakeholders*. Terceiro, deve-se propiciar um ambiente institucional

e incentivos econômicos para que os mercados aloquem eficientemente os recursos dentro dos parâmetros previamente definidos (DALY, 2005).

Segundo Farley e Costanza (2010) e Muradian *et al.* (2010), o mecanismo de PSA sob a ótica econômico-ecológica deve levar em consideração o fato de que os SAs são essenciais, além do que devem ser considerados por suas características de bens públicos (ou seja, os aspectos físicos implicam em elevada interdependência entre os agentes) ao invés de externalidades, além de serem insubstituíveis e vagamente compreendidos, e que há custos relevantes para sua oferta e proteção.

Nesta perspectiva, a conceituação original de Sven Wunder seria inaplicável e inapropriada por três motivos principais. Primeiro, a geração adequada de recursos ou a justa distribuição dos pagamentos pode requerer abordagens não-voluntárias como taxas ou cobranças compulsórias sobre o uso de um SA, o que geralmente ocorre nos casos de PSA. Segundo, dado que os SAs são, por um lado, de difícil definição, mas que, por outro lado, suas ofertas podem ter correlações positivas, uma forma de resolver este *trade-off* e assegurar a provisão destes SAs essenciais é realizar pagamentos para um conjunto de SAs ("*bundled services*"), de modo a diminuir os custos de transação de especificação dos serviços, o que é reconhecido pelo próprio Wunder. Terceiro, pagamentos estritamente condicionais podem ser apropriados mesmo nos casos em que aumentam proibitivamente os custos de transação; assim, uma forma de estimular o cumprimento dos acordos seria a construção de confiança entre os *stakeholders* e o reconhecimento justo e legítimo do mecanismo (FARLEY & COSTANZA, 2010).

Shiki *et al.* (2012) destacam que as complexidades e diversidades de relações coevolucionárias – produto das interações entre valores, conhecimento, ambiente, tecnologias e formas de organização – entre os SEs e as atividades econômicas são espacial e territorialmente específicas, de modo que os mecanismos de PSA devem ser adaptados a cada contexto. Os autores argumentam que nos espaços rurais a relação entre os indivíduos e o capital natural é mais profunda, de modo que cria relações de consumo e produção que coevoluem, resultando em um "híbrido de natureza e trabalho" (p.20). Esta relação poderá gerar resultados diferentes (por exemplo, um espaço rural pode ser preservado ou urbanizado), sem uma sequência hierárquica pré-determinada, o que dá especificidade e historicidade local ao processo coevolutivo de interações entre os sistemas socioeconômico e ecológico, materializando territórios.

O "PSA econômico-ecológico", ao reconhecer a complexidade inerente dos ecossistemas e priorizando sustentabilidade ambiental e justiça social sobre considerações de eficiência, favorece uma abordagem mais adaptativa e transdisciplinar que não requer a "comoditização" dos SAs, já que, nestes casos, instituições baseadas na cooperação poderiam ser erigidas. Os sistemas de PSA precisam, por fim, priorizar SAs essenciais e insubstituíveis, especialmente aqueles para os quais a oferta é insuficiente para atender as necessidades básicas da sociedade, ou que estejam sob ameaça iminente de exaustão (FARLEY & COSTANZA, 2010)⁶.

3. AMPLIANDO O CONCEITO DE PSA: UMA ABORDAGEM ECONÔMICA-ECOLÓGICA E INSTITUCIONALISTA

A discussão proposta acima mostra a incapacidade da abordagem *coaseana* de propor um modelo de PSA normativo que seja aderente aos diferentes contextos econômicos, sociais e ambientais, dadas a extrema simplificação e generalização, conferindo à busca pela eficiência centralidade tal que torna o mecanismo apenas um *market-driven tool* sem considerar os efeitos de equidade que podem ocorrer.

As críticas institucionalistas e as contribuições da EE mostram complementaridades em várias questões, como a premência dos efeitos de PSA sobre a equidade, as interdependências que surgem dadas as características de bem público dos SAs, as incertezas derivadas da escassa compreensão sobre as relações entre os diferentes usos de terra e a oferta de serviços (derivando, daí, a necessidade de uma abordagem precaucional), a importância de considerar os diferentes contextos sociais e ecológicos para adequação de um mecanismo, dentre outros (vide Quadro 1). Baseado na sistematização dos atributos principais de cada abordagem é possível esboçar preliminarmente uma proposição de conceituação alternativa de PSA que caminhe no sentido de compor parte de uma estratégia sustentável de desenvolvimento rural.

Muradian *et al.* (2010) propõem que o mecanismo de PSA, pelo menos nos países em desenvolvimento, deve ser considerado explicitamente como parte de um portfólio de programas e projetos de desenvolvimento rural ao invés de serem caracterizados como ferramenta econômica usada apenas para garantir proteção ambiental da forma mais eficiente possível. Neste sentido, é necessária atenção especial ao potencial de inclusão social nestes programas, constituindo-o como um instrumento de política multiobjetivado, que busque resolver, simultaneamente, problemas de ordem ambiental, social e econômica.

O SA deve ser considerado como um bem público, em que sua oferta pressupõe um problema de ação coletiva. Neste caso, segundo Shiki e Shiki (2011, p.115), os pagamentos seriam considerados “investimentos em infraestrutura ecológica”. O objetivo principal de um esquema de PSA deve ser a criação de incentivos para a oferta de SAs, promovendo, deste modo, comportamentos individuais e coletivos que de outra forma levariam à deterioração excessiva de ecossistemas e recursos naturais.

Muradian *et al.* (2010) propõem uma nova conceituação mais ampla de PSA, qual seja: promoção de transferências de recursos entre atores sociais objetivando a criação de incentivos econômicos e a compatibilização das decisões de uso de terras de indivíduos e/ou comunidades aos interesses sociais de promoção do capital natural. Para Farley e Costanza (2010), este conceito é apropriado para a EE e a abordagem institucionalista, pois foca em objetivos múltiplos de sustentabilidade ecológica, distribuição justa e eficiência econômica, desde que instituições adaptativas estejam presentes para se adequarem aos diferentes contextos e suas respectivas evoluções no espaço e no tempo.

Quadro 1: Síntese dos principais atributos das abordagens *coaseana*, institucionalista e econômico-ecológica

Abordagem	Foco de análise	Objetivos de política pública	Características principais
<i>Coaseana</i>	Oportunidades de transações econômicas entre os agentes envolvidos (redução do problema ambiental à alocação eficiente de recursos.)	Geração de resultados Pareto-eficientes (problemas de alocação) via internalização das externalidades ambientais	-Importância da definição de direitos de propriedade privados. -Primazia dos esquemas de pequena escala no quesito eficiência. -Centralidade da voluntariedade de participação e condicionalidade dos pagamentos
Institucionalista	Instituições contextuais e impactos sobre eficiência e equidade	Construção de mecanismos que reflitam as especificidades locais e resultados condizentes com os valores sociais (problemas de distribuição)	-Importância dos valores sociais, da capacitação e da percepção dos agentes e não neutralidade dos direitos de propriedade. -Desenvolvimento de instituições adaptativas/evolutivas. -Centralidade do papel dos intermediários para diminuição dos custos de transação e para equilibrar o poder de barganha
Econômico-ecológica	Especificidade do capital natural e limites biofísicos para coevolução do sistema sócio-econômico-ecológico	Delimitação de padrões biofísicos para a sustentabilidade do capital natural	-Visão sistêmica da relação economia-meio ambiente (natureza interdisciplinar). -Princípio da Precaução – incerteza quanto às relações entre uso do solo e oferta de SAs. -Centralidade das ideias de escala econômica, resiliência e sistêmica e insubstituíbilidade do capital natural.

Fonte: elaborado pelos autores.

A consideração desta definição de PSA permite a existência de uma grande diversidade de casos que a ela se adequa. Assim sendo, os esquemas de PSA devem ser aglomerados de acordo com três critérios: a importância do incentivo econômico (o papel do pagamento na condução aos usos determinados da terra em relação a outros incentivos, como motivações éticas e culturais), a frequência de pagamentos diretos (na medida em que os ofertantes recebem pagamentos diretos dos beneficiários finais dos SAs) e o grau de “comoditização” dos SAs (a medida e clareza com a qual os pagamentos que são recebidos pelos ofertantes foram definidos como “mercadoria comercializável”) (MURADIAN *et al.*, 2010, p.1205-1206).

Sob esta nova perspectiva, todos os programas deverão assegurar: (i) que os intermediários ajam com total prudência; (ii) que os contratos definam os direitos e responsabilidades dos atores; e (iii) que as relações de poder sejam equilibradas. A inclusão de um organismo multisetorial que reúna atores de PSA para análise e intermediação de conflitos de interesse na negociação e no desenvolvimento do esquema é desejável, pois, somado às avaliações de entidades independentes, promove o fortalecimento dos processos de adaptação e de aprendizagem contínua, o aperfeiçoamento institucional e das rotinas de governança (OSTROM, 1990; CORBERA *et al.*, 2009).

Para o sucesso desta estratégia de política, é basilar que seja desenvolvida uma estrutura de financiamento perene, na qual usuários de SAs compensem os ofertantes com flexibilidade por um longo período de tempo e no qual apoio contínuo

nuo para gestão sustentável de recursos é oferecida (CORBERA *et al.*, 2009). Os atores envolvidos terão condições de tomarem suas decisões com maior segurança, dado o satisfatório horizonte temporal para o planejamento de suas respectivas atividades. Aumenta-se, portanto, a credibilidade dos *stakeholders* quanto ao funcionamento bem sucedido destes mecanismos.

O Estado tem responsabilidades fundamentais na promoção da oferta de SAs, benefícios dos quais depende toda a vida social e econômica. Há conseqüentemente, a necessidade de que o Estado aja em prol do funcionamento bem sucedido destes programas, catalisando e incentivando os *stakeholders* relevantes a negociar, removendo barreiras ao desenvolvimento de PSA; cumprindo funções de negociação ou mediação entre as partes; facilitando o acesso à assessoria e capacitação para manter e avaliar a geração de SAs de modo a contribuir para o sucesso desta ferramenta. A presença do Estado também se faz necessária no sentido de desenvolver esquemas fiscais que promovam os incentivos econômicos aos prestadores e aos consumidores destes serviços (MERINO PERÉZ, 2005).

Uma grande variedade de casos de PSA depende fortemente do engajamento estatal e comunitário, não podendo ser considerada como transações de mercado voluntárias – pelo menos do ponto de vista do comprador destes serviços –, pois mesmo que transações privadas ocorram, a condição voluntária por vezes não é encontrada. Em suma, raramente há o surgimento espontâneo de uma oportunidade de “barganha *coaseana*”, sendo premente o papel do Estado como gerador de demanda por SAs, consolidando os instrumentos legais e fiscais que direcionem os recursos arrecadados a um fundo que, por sua vez, seja a ferramenta que transfira os recursos entre os atores (VATN, 2010).

Por fim, Shiki e Shiki (2011) discorrem sobre a importância de uma “política nacional de PSA” no Brasil. Os autores afirmam a necessidade de, a um só tempo, tal mecanismo funcionar como um instrumento eficaz de gestão ambiental, de inclusão social e que, via um instrumento de mercado, aumente a eficiência dos gastos orçamentários destinados às práticas econômicas sustentáveis, do ponto de vista ambiental e financeiro. Uma política de PSA deve ser pensada de forma a complementar um projeto de desenvolvimento maior para que o desafio de preservação e promoção dos SAs esteja institucionalizado como uma política não apenas governamental, mas de Estado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os mecanismos de Pagamentos por Serviços Ambientais se tornaram uma moderna e popular ferramenta de política ambiental. A literatura especializada, de forma predominante, utiliza a abordagem *coaseana* para conceituar e analisar o PSA, em que reconhecem os SAs como externalidades, ou seja, falhas de mercado que podem ser solucionadas pela formação de mercados que os transacionem.

As abordagens institucionalistas e econômico-ecológicas têm direcionado críticas a tal conceituação, visto sua pouca aderência à realidade contextual em que os

esquemas de PSA são implantados. Por meio da análise das contribuições destas escolas de pensamento, percebe-se que há importantes aspectos em que as mesmas poderiam ser utilizadas para complementar a abordagem *coaseana* (altos custos de transação, incertezas biofísicas, relações entre eficiência e equidade, características específicas de bem público dos SAs, etc.), o que contribuiria para a criação de um conceito que seja mais abrangente e aderente à realidade, aumentando a robustez e aplicabilidade do conceito para a prática nos diferentes contextos.

Neste trabalho, buscou-se demonstrar que, enquanto a abordagem *coaseana* tem um enfoque sobre a eficiência, as abordagens econômico-ecológicas e institucionais podem ser utilizadas para realçar outros atributos, como a heterogeneidade de contextos socioeconômico-ecológicos e questões de equidade.

De modo a conferir compatibilidade entre as abordagens discutidas, em primeiro lugar é necessário definir os padrões ecossistêmicos e a escala biofísica sustentável com que o esquema atuará, de modo a levar em conta as incertezas e as interações inerentes aos SAs e a resiliência dos ecossistemas, de acordo com a resiliência e a biodiversidade de cada região. Em segundo lugar, deve-se proceder a uma análise sobre a relação entre sociedade e natureza de determinada localidade a fim de que possam ser identificadas as peculiaridades institucionais e as idiosincrasias locais.

A partir disso, é necessário definir os critérios de justiça para a participação dos *stakeholders* na elaboração e execução do mecanismo e distribuição dos recursos, levando-se em conta as instituições e complexidades sociais, econômicas e ambientais de cada contexto. Uma vez observados tais aspectos e com adequados mecanismos de monitoramento, regulação e intervenção, as transações de mercado convencionais podem ter papel importante para a obtenção da eficiência alocativa.

Por fim, cabe ressaltar que para consecução de todas estas etapas e a obtenção de resultados desejáveis e satisfatórios fica evidente a importância central dos intermediários e do Estado para criação e coordenação do ambiente institucional propício para o estabelecimento dos esquemas de PSA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, D.C., FASIABEN, M.C.R.. A utilização dos instrumentos de política ambiental para a preservação do meio ambiente: o caso dos Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE). *Economia Ensaios*, 24 (1), p. 113-133, 2009.

ANDRADE, D.C., ROMEIRO, A.R. Degradação Ambiental e Teoria Econômica: Algumas Reflexões sobre uma 'Economia dos Ecossistemas'. *Economia*, Brasília, ANPEC, v.12 (1), jan/abr. 2011, p. 3-26, 2011.

ANDRADE, D.C., ROMEIRO, A.R., SIMÕES, M.S. From an Empty to a Full World: a nova natureza da escassez e suas implicações. *Economia e Sociedade* (UNICAMP).

Impresso), v. 21, p. 695-722, 2012.

CECHIN, A.; VEIGA, J.E. da. O fundamento central da economia ecológica. In: MAY, P.H. (org.) *Economia do Meio Ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

COASE, R.H., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3, 1–44, 1960.

CORBERA, E., SOBERANIS, C.G., BROWN, K. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics* 68, p. 743-761, 2009.

CORBERA, E., BROWN, K., ADGER, W.N. The Equity and Legitimacy of Markets for Ecosystem Services. *Development and change* 38 (4), p. 587-613, 2007.

DALY, H.E. Towards an environmental economics. *Land Economics* 67 (2), p. 255-259, May, 1991.

_____. Economics in a full world. *Scientific American*, September, p. 100-107, 2005.

ENGEL, S., PAGIOLA S., WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics* 65, p. 668-674, 2008.

FARLEY, J., COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 69, p. 2060-2068, 2010.

FERRARO, P.J. Asymmetric Information and Contract Design for Payments for Environmental Services. *Ecological Economics* 65, p. 810-821, 2008.

GEORGESCU-ROEGEN, N. *The entropy law and the economic process*. Cambridge: Harvard University Press, 1971.

GRIEG-GRAN, M., PORRAS, I.T., WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *Ecological Economics* 63, p. 649-655, 2005.

KEMKES, R., FARLEY, J., KOLIBA, C. J. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. *Ecological Economics* 69 (6), p. 2.069-2.074, 2010.

KOSOY, N., CORBERA, E. AND BROWN, K. 'Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico'. *Geoforum*, v. 39 (6), p. 2073-2083, 2008.

KRONENBERG, J., HUBACEK, K. Cold payments for ecosystem services create an “ecosystem service curse”? *Ecology and Society* 18(1): 10, 2013.

MANGABEIRA, J.A., TÔSTO, S.G., BOLFE, E.L. Valoração de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais (SAF's). In: *Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos: novos desafios para a pesquisa interdisciplinar no Brasil*. Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, nº 27-28, p. 21-26, 2011.

MAY, P. Mecanismos de mercado para conservação da biodiversidade. In: *Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos: novos desafios para a pesquisa interdisciplinar no Brasil*. Boletim da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, nº 27-28, p.14-20, 2011.

MERINO PÉREZ, L., 2005. El desarrollo institucional de esquemas de pago por servicios ambientales. *Instituto Nacional de Ecología*. Disponível em: <http://www.ine.gov.mx/ueajei/publicaciones/gacetitas/460/merino.html>. Acesso em: abril de 2011.

MÜELLER, C.C. Economia, entropia e sustentabilidade: abordagens e visões de futuro da Economia da Sobrevivência. *Estudos Econômicos*, v. 29 (4), p. 513-550, outubro, 1999.

MURADIAN, R., ARSEL, M., PELLEGRINI, L., ADAMAN, F., AGUILAR, B., AGARWAL, B., CORBERA, E., DE BLAS, D. E., FARLEY, J., FROGER, G., GARCIA-FRAPOLLI, E., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., GOWDY, J., KOSOY, N., LE COQ, J.F., LEROY, P., MAY, P., MÉRAL, P., MIBIELLI, P., NORGAARD, R., OZKAYNAK, B., PASCUAL, U., PENGUE, W., PEREZ, M., PESCHE, D., PIRARD, R., RAMOS-MARTIN, J., RIVAL, L., SAENZ, F., VAN HECKEN, G., VATN, A., VIRA, B., URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, 2013. doi: 10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x

MURADIAN, R., CORBERA, E., PASCUAL U., KOSOY N., MAY P.H. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69 (6), p. 1202-1208, 2010.

NORTH, D. *Understanding the Process of Institutional Change*. Princeton: Princeton University Press, 2005.

OSTROM, E. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. New York: Cambridge University Press, 1990.

_____. *Understanding Institutional Diversity*. Princeton: Princeton University Press, 2005.

_____. Why do we need to protect institutional diversity? *European Policy Science*, p. 128–147, 2012.

OZKAYNAK, B; DEVINE, P.; RIGBY, D. Operationalising strong sustainability: definitions, methodologies and outcomes. *Environmental Values* 13, p. 279-303, 2004.

PAAVOLA, J. Institutions and environmental governance: A reconceptualization. *Ecological Economics* 63, p. 93-103, 2007.

PAAVOLA, J., ADGER, W.N. Institutional ecological economics. *Ecological Economics* 53, p. 353-368, 2005.

PAGIOLA, S., ARCENAS, A., PLATAIS. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date. *World Development* 33, p. 237-253, 2005.

PAGIOLA, S., PLATAIS, G. *Payment for Environmental Services: from theory to practice*. Washington D.C.: Environmental Department, World Bank, 2007.

PASCUAL, U., MURADIAN, R., RODRÍGUEZ, L.C., DURAIAPPAH, A. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics* 69, p. 1237-1244, 2010.

PATTANAYAK, S., WUNDER, S., FERRARO, P. Show me the money: do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy*. v. 4, p. 254–274, 2010.

ROCKSTRÖM, J. *et al.* Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14(2): 32, 2009.

SOMMERVILLE, M., JONES, J.P.G, MILNER-GULLAND, E.J. A Revised Conceptual Framework for Payments for Environmental Services. *Ecology and Society* 14(2): 34, 2009.

SHIKI, S., SHIKI, S.F.N. Os Desafios de uma Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais: lições a partir do caso do Proambiente. *Sustentabilidade em Debate* – Brasília, v. 2, n. 1, p. 99-118, 2011.

SHIKI, S., SHIKI, S.F.N, ROSADO, P.L., FERNANDES, E.A. Payment for Ecosystem Services Markets and Rural Development in Brazil – a co-evolutionary approach. *ISEE 2012 Conference – Ecological Economics and Rio+20: Challenges and Contributions for a Green Economy*. Rio de Janeiro, 2012.

SPERANZA, C.I.I., SAND, I.V.D. Can the rural economy deliver ecosystem services? *CAB Reviews*, v. 5(31), p.1-16, 2010.

VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69 (6), p. 1245-1252, 2010.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. *Center for International Forestry Research (CIFOR)*, Occasional Paper n. 42, 2005.

_____. Necessary conditions for ecosystem service payments. *Conference Paper. Economics and Conservation in the Tropics: A Strategic Dialogue*, January 31-February 1, 2008.

ZILBERMAN, D., LIPPER, L., MCCARTHY, N. *Putting payments for environment services in the context of economic development. ESA Working Paper n. 06-15, 2006.*

NOTAS

¹ Aqui é necessário fazer a distinção entre os conceitos de “serviços ambientais” (SAs) e “serviços ecossistêmicos” (SEs). Alguns autores, como Costanza *et al.* (1997), consideram esta última expressão da maneira mais ampla possível, incorporando os benefícios tangíveis e intangíveis provenientes de ecossistemas naturais e artificiais. Já a expressão “serviços ambientais” utilizada neste trabalho refere-se às atividades antrópicas (práticas conservacionistas, de manejo e mudanças no uso da terra, por exemplo) com potencial para aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos.

² Há, também, outras definições de PSA mais abrangentes, como a que diz que este é um mecanismo que na maioria das vezes diz respeito a qualquer tipo de política para a conservação que seja baseada em mecanismos de mercado, incluindo emissão de eco-certificados, concessão de incentivos (como isenção fiscal), subsídios, etc (ANDRADE & FASIABEN, 2009).

³ Por serem vistos como externalidades, os SAs não são precificados. Desta forma, os ecossistemas que dão origem aos SAs podem sofrer superexploração, o que levaria a perda de bem-estar dos que deles dependem.

⁴ Outros instrumentos de política ambiental, como a taxação *pigouviana*, também são ancorados na teoria econômica neoclássica. Esta última postula que a problemática ambiental é derivada de uma falha de mercado (externalidades), as quais devem ser “corrigidas” para que o próprio mercado possa preceder à alocação ótima dos recursos. No caso específico dos instrumentos de PSA, a teoria subjacente baseia-se na hipótese de que as limitações na oferta de SEs acontecem como resultado de falhas de mercado. Estas devem ser valoradas e compensadas como forma de “resolução” desta externalidade ambiental (MURADIAN *et al.*, 2013).

⁵ Pascual *et al.* (2010) enumeram exemplos de critérios de justiça na distribuição dos direitos e dos recursos entre os *stakeholders* que podem ser adotados quando do estabelecimento de um mecanismo de PSA, como a oferta atual de SAs, *maxi-*

min (em que os mais pobres recebem maior quantidade de recursos), e expectativa de oferta de SAs. Como os intermediários geralmente são os responsáveis por decidir qual critério prevalece, ele se torna agente determinante dos efeitos de equidade em um esquema de PSA.

- ⁶ A “Declaração de Heredia sobre Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos”, presente nesta referência, faz uma compilação detalhada de como adaptar o conceito de PSA à abordagem econômico-ecológica.

Combating Deforestation through REDD+ in the Brazilian Amazon: a New Social Contract?

Anthony Hall*

Professor of Social Policy Department of Social Policy
London School of Economics and Political Science
London, WC2A 2AE, United Kingdom
a.l.hall@lse.ac.uk

Recebido em 25.03.2013
Aceito em 12.06.2013

ARTIGO

Abstract

Brazil is developing a number of REDD+ schemes in Amazonia that offer economic incentives to discourage deforestation and promote conservation. Building upon longer traditions of forest preservation and sustainable development in the region, REDD+ could be said to embody elements of a new 'social contract' that underpins resource governance, based on mutual obligations, rights and responsibilities. This will have to be founded on negotiated agreements among major stakeholders; namely, central and state governments, the NGO sector, private business interests and local beneficiary populations. Despite its embryonic nature and having to face major challenges of implementation and scaling up, REDD+ could offer the beginnings of a fresh paradigm in environmental policy based on a social contract that could help sustain low rates of forest loss in future.

Key Words: REDD+, social contract, deforestation, Amazonia

*This article is based on a paper delivered at the 2013 Congress of the Latin American Studies Association (LASA), Washington DC, 29 May – 1 June 2013.

1. INTRODUCTION

Settlement of the Brazilian Amazon has since colonial times been marked by violent confrontation and deforestation in the competition over access to land and natural resources. About 17% of the region has now been cleared as a result of cattle pasture formation, timber extraction and agricultural crops. Yet while levels of rural violence remain significant, there are encouraging signs that rates of forest loss have declined markedly since the mid-2000s. The successful implementation of command-and-control environmental policies, along with changing market conditions for agricultural commodities, has been instrumental in bringing about this decline.

Yet another contributory factor in future could be the expansion of systems of payments for ecosystem services (PES). These aim to encourage forest conservation and sustainable development by giving natural resource users financial incentives to supply key ecosystem services such as carbon sequestration, biodiversity preservation and climate regulation. This paper will focus on one particular PES mechanism aimed at maintaining standing forest and their environmental services; namely, Reduced Emissions from forest Destruction and Degradation or REDD+.¹ The Amazon has a significant potential to contribute to global climate change mitigation through REDD, once it has been scaled up from its present embryonic, pilot phase.

In the context of building new social contracts in Latin America, REDD offers a relevant avenue in the environmental field. It brings a complementary approach to the highly centralised, command-and-control environmental policies adopted so far. Rather than employing punitive sanctions, it places the emphasis on incentives and cooperation strategies to discourage destructive practices, stimulate forest conservation and strengthen people's livelihoods. REDD+ can either be incorporated as part of a conservation strategy in populated, protected areas, for example, or form a separate approach to sustainable development on non-protected lands.

2. DEFORESTATION, CONFLICT AND ENVIRONMENTAL POLICY IN THE AMAZON

Rates of forest loss and agrarian conflict escalated rapidly from the late 1960s onwards when an aggressive policy of Amazon occupation and infrastructure expansion was pursued as a vehicle for promoting multiple development objectives: namely, macroeconomic growth, regional integration, poverty alleviation through agrarian settlement, and national security through strengthened border security, amongst others (Bourne, 1978; Mahar, 1979; Schmink & Wood, 1984).

There was a steady increase in rural violence from the 1960s in Amazonia (MST, 1987; Americas Watch, 1991). Small farmers, indigenous groups and large commercial producers such as cattle ranchers have fought over land and livelihoods. During the period of military rule (1964-85) some 1500 people died in Brazil's land conflicts, mostly in the Amazon. In the 1970s alone, ten times this number was

evicted every year as the result of land grabbing (Branford & Glock, 1985; Hall, 1989). International condemnation has often followed major, shocking events. These include, for example, the murder of rubber tappers' leader Chico Mendes in 1988, the 1996 massacre by military police of 19 rural workers at Eldorado do Carajás, and the assassination of Sister Dorothy Stang in 2004 (Nepomuceno, 2007). The incidence of agrarian conflict in Brazil generally, including the Amazon region, remains stubbornly high according to latest reports from the Church Land Commission (CPT, 2012). (any data to support this claim?)

However, the same cannot be said for deforestation trends in the region. For many years Brazil was home to the world's highest rate of tropical forest loss. Annual levels in the Amazon region averaged 20,000 km² during the 1980s, peaking at 30,000 km² by 1995, and remaining high at 26,000 km² until 2005. The drivers of deforestation during this period of 'modernisation' are by now well known (Mahar, 1979; Hall, 1989; Margulis, 2004; Fearnside, 2008). Allowing for some overlap, the main culprits are cattle ranching and other commercial farming such as soybean (70%), small farmer colonisation, including agrarian reform settlements (20%+), with other activities such as logging and mining accounting for the remainder.

Underpinning these drivers has been a series of economic and other inducements that have accelerated the pace of deforestation and, arguably, conflicts in the countryside (Hall, 2011). Recipients of these 'perverse' incentives or subsidies have rarely been obliged to bear the economic (or the social and environmental) costs of their actions. Regional development policies have encouraged occupation. For titling and credit purposes, forest removal was accepted as proof that land was being put to 'productive' use. Highway construction has continued apace, facilitating commercial exports of livestock and grain and encouraging land occupation.

Direct economic inducements also played a major role in speeding up deforestation. The regional development agency (SUDAM) and the regional bank (BASA) allocated over US\$5 billion in subsidised credit and tax breaks during the 1970s and 80s to support livestock enterprises in the Amazon, most of which later proved economically unsound but were used for the purpose of property speculation (Gasques, 2005). Such incentives have since been scaled back but will not be phased out entirely until 2023. In the meantime cattle ranching in the Amazon has become increasingly profitable as production has been adapted and modernised, gaining substantial financial support from the national development bank (BNDES) and now contributing one-third of Brazil's total beef exports according to a study by Imazon (FOE, 2009) (source?).

While the lion's share of financial benefits has been allocated to asset-rich investors and wealthier migrants, many small producers have also benefitted. The land reform agency INCRA distributed public land to small farmers at virtually zero cost to settlers and with almost no regard for its environmental impacts, with INCRA now allegedly responsible for one-third of Amazonia's present forest loss.² Special credit for small producers in the region (FNO/PRONAF) has also favoured cattle ranching and land clearing for pasture (Hall, 2011).

In the face of such a turbulent history of Amazon settlement with its attendant incentives to destroy rather than conserve the rainforest, it has come as something of a surprise to many observers that Brazil's notoriously high rates of deforestation have steadily fallen, by 69% from 2004 to 2012. This constitutes the largest decline in tropical forest removal ever witnessed anywhere in the world. This turnaround has put the country well on track towards meeting its voluntary commitment to an 80% drop in the rate of forest loss by 2020. The fall in deforestation has led to a reduction of 2.2 billion tons of CO² equivalent greenhouse gases over the period, or 1.5% of total global emissions (Nepstad et al., 2012). Given that deforestation and land-use change account for roughly three-quarters of Brazil's greenhouse gas output, the declining rate of forest removal in Brazilian Amazonia has resulted in a 16% fall in emissions from 2011-12, according to official INPE figures.³

Yet a welcome as this news is, there is more than a little puzzlement amongst scientists as to why the historically high rate of Amazon deforestation should have dropped so consistently since 2005; from 26,000 km² in 2004 to under one-fifth of this figure in 2012. The federal government has, unsurprisingly, been quick to claim credit for this development. This is hailed as hard evidence of its environmental responsibility in the context of negotiations under the UN Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). A number of factors are relevant in this respect.

A first major step towards increasing command-and-control powers came with the multi-sector PPCDAM⁴ deforestation prevention plan for Amazonia, introduced in 2004. Measures include the development of sophisticated remote sensing methods by INPE, the strengthening of monitoring and control capacity at federal and state levels, and a major expansion of protected (including indigenous) areas, which together cover 43% of the Brazilian Amazon. Four years after the launch of the PPCDAM, 36 municipalities were targeted as major culprits in illegal deforestation, and rural credit eligibility was made conditional upon compliance with environmental regulations (May & Millikan, 2010). According to the Ministry of the Environment, such intensified vigilance over Amazon deforestation will in future be a question of establishing 'permanent national environmental security.'⁵

A recent study concluded that about half of the deforestation avoided in Amazonia from 2005-09, or some 62,000 km², was due to conservation and control policies such as these (Assunção et al., 2012). On the other hand, many observers less confident of the effectiveness of government environmental regulation point to the impact of national and global market conditions for soybean and cattle. In truth, there is still an imperfect understanding of the relationship between commodity markets and rates of Amazon deforestation. While this debate is likely to continue for some time, however, policy space is growing on the environmental agenda in Brazil and other countries for the adoption of additional, positive incentives to protect forests and livelihoods.

There is a history of such 'green' financial incentives in Brazil that preceded the advent of REDD+ (Hall, 2011; May, et al., 2005; Haddad & Rezende, 2002). They include, for example, instruments such as the ecological value-added tax (ICMS-E),

rural property tax rebates for eco-friendly producers, price support for the sustainable extraction of forest products such as rubber and Brazil nuts, and subsidised rural credit through PRONAF for 'environmentally friendly' farmers. In addition, several major initiatives have been introduced to encourage 'responsible sourcing' in commodity chains for timber, cattle and soybean. At least locally in deforestation hotspots these measures help slow down the rate of forest loss.

In the quest to mitigate the effects of deforestation on global climate change, REDD+ aims to provide economic and other incentives for natural resource users to maintain standing forest, replant trees and enhance forest carbon stocks. Underpinning this approach is the need to strengthen the livelihoods of populations that depend on forests. In turn, this requires a new approach to the use of forests, one that eschews the conflictive and destructive strategies of the past that have helped to generate historically high rates of deforestation. There is an urgent need to negotiate and cultivate new models of resource use that encourage a *modus vivendi* based on greater collaboration amongst competing users. In effect, a new social contract.

3. REDD+ IN THE AMAZON

Along with Costa Rica and Mexico, Brazil is one of the pioneering nations in Latin America, and indeed globally (along with Indonesia), in establishing REDD+ projects (Hall, 2012; May & Millikan, 2010). With some 30 schemes operational in Brazil, mainly in the Amazon, REDD+ is still at a pilot stage. Unlike elsewhere on the continent, where REDD+ is largely under centralised government control, in Brazil projects are conceived and administered at the state level. Furthermore, REDD+ builds upon a tradition of forest-friendly conservation and sustainable development policies developed in the Brazilian Amazon since the 1990s involving extractivism as well as family farming and agroforestry (Hall, 1997).

Before the term 'REDD' had entered the development lexicon, Brazil's first formal payments for environmental services (PES) scheme was *Proambiente*, launched in 2000 by civil society institutions and transferred to the federal government four years later (Hall, 2012, 2008). It was based on the principle of compensating producers to maintain ecosystem services such as carbon sequestration and biodiversity conservation; paying small farmers to conserve forest, introducing sustainable systems such as agroforestry and minimising the use of fire use. A dozen 'poles' or hubs were set up across the region benefiting some 4000 families but the programme was hamstrung by a number of problems. These included the lack of a legal framework at federal level, irregular and limited funding, poor technical capacity, lack of political support and inadequate cross-sector backing. *Proambiente* was officially closed in 2010, but a number of the more successful local initiatives, in Pará and Acre for example, are now being incorporated into the new generation of REDD+ projects.

Probably the best known of these is *Bolsa Floresta* ('Forest Grant') run by the Sustainable Amazonas Foundation (FAS), attached to the state government of Ama-

zonas. It commenced operations in 2008 and is underpinned by the country's first state climate change legislation, which authorises REDD+ projects and ecosystem service payments. *Bolsa Floresta* embraces 14 protected areas with a population of some 7000 families spread over 10 million hectares, although initial activities have been concentrated in the 590,000-hectare Juma Reserve.

Monthly grants of about US\$20 are paid to families who commit to zero deforestation, with further funding provided for productive economic activities and community infrastructure such as education, health and transport. It is supported by the state government, by a major Brazilian bank (Bradesco) and a number of private companies, including the Marriot hotel chain and Coca Cola, which contribute to a US\$40 million trust fund. It is billed as the largest REDD+ project in the world, and Juma was the first such Brazilian scheme to gain CCBA⁶ Gold Status certification (Viana, 2010).

Bolsa Floresta has, however, come under criticism on matters such as inconsistency in family payments and lack of community participation in planning, as well as exclusion of the state conservation agency CEUC in design and execution. Furthermore, its relevance is questioned in the absence of any significant threats to the forest in this part of Amazonia, although this could change in future (Hall, 2012; Pereira, 2010; Gebara, 2009). In this respect, the relatively peaceful context of *Bolsa Floresta* is rather unique amongst Amazonia's REDD+ projects. It is less problematic to defend already protected areas. In other parts of the Amazon the picture is very different. A number of state government-sponsored schemes are at the design or early planning stage in Pará, Acre and Mato Grosso, where there is a history of land conflict and intensive deforestation. Here, the challenge of making REDD+ effective in containing forest loss is far greater.

In Pará, the state government is launching an ambitious small producer programme (*Campo Cidadão*), part of which will pay farmers for the recovery of improperly deforested land, as well as for avoided deforestation. Elsewhere in the state, on the Transamazon Highway near Altamira, the 'REDD for Amazon smallholders' (RAS) project will support 350 families that used to form part of the now defunct *Proambiente*. The non-governmental organisation IPAM has received funding from Brazil's Amazon Fund, administered by the national development bank BNDES, to financially compensate farmers for the cost of transitioning towards more sustainable production and land management models.

Acre has also experienced a violent history of land conflict associated with the rubber tappers' struggle against cattle ranchers as the livestock front advanced westwards. This culminated in the assassination of tappers' leader Francisco 'Chico' Mendes in December 1988, provoking a strong domestic and international protest by environmental groups that forced the hand of the federal government into a consultation process with civil society, from which emerged the first of Brazil's 'extractive reserves' (Hall, 2007). Acre's administration subsequently became known as the 'government of the forest' in recognition of its support for sustainable policies in this sector (Schmink, 2011).

In November 2010, following a process of public consultation, Acre passed into law its 'State System of Incentives for Environmental Services' (SISA) and a new body was created to approve, register and monitor sub-projects. The REDD (ISA-Carbon) sub-programme, initially focused on six pilot areas, aims to reduce greenhouse gas emissions from deforestation and degradation, through avoided deforestation, reforestation, recovery of degraded lands, promotion of eco-friendly agriculture and provision of payments for ecosystem services (Acre, 2009).

While most incipient REDD+ projects focus on the needs of small producers, several others involve larger farmers and ranchers (Hall, 2012). As the main drivers of Amazon deforestation, it is important that big commercial producers also be targeted in order to assess the effectiveness of PES in containing deforestation and greenhouse gas emissions. In southern Pará, the planned São Félix do Xingu (SFX) REDD+ demonstration project covers 11 million hectares and embraces all stakeholders in the municipality, including farmers of different sizes as well as indigenous groups. Based on a range of strategies for protected areas and private landholdings, this is a joint endeavour of the state and municipal governments and The Nature Conservancy (TNC) in a region with one of the highest rates of forest loss in Brazil.

Mato Grosso is presently constructing a state policy on climate change and building a legislative framework to incorporate PES. It is designing a REDD+ system, with technical support from the non-governmental organisation ICV (Centre of Life Institute). Mato Grosso is also a member of the international Governors' Climate and Forests Task Force (GCF), along with Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará and Tocantins. Together with representatives from the US, Mexico, Nigeria and Indonesia, the GCF supports the formation of sub-national REDD programmes.

In northwest Mato Grosso, another scheme, the Northwest Mato Grosso Project (NWMT) will cover ten million hectares, focused on the municipality of Cotriguaçu (MT, 2009). Following consultation with the range of stakeholders, large and small, its objective is to strengthen the existing environmental monitoring and control system, and introduce ecosystem payments to discourage forest conversion for pasture and cropland. The state government is collaborating with several civil society organisations in the planning and implementation of this scheme, notably, ICV, TNC and ISA (Socio-Environmental Institute). A major incentive is certification of beef and soy production to supply a growing market for responsibly sourced commodities.

In southwest Mato Grosso, the 'Headwater of the River Xingu' (or Xingu Socio-Environmental Carbon) project was developed by the *Aliança da Terra* landowners' association. Set up by pioneer American rancher John Carter, it enjoys the collaboration of several partners including IPAM (Amazon Environmental research Institute), ICV and the Woods Hole Research Centre. It involves smallholders, indigenous groups, ranchers and industrial farmers in an attempt to agree on a rational land-use strategy for this area of some two million hectares. A landownership register for over 300 farmers practicing sustainable management

has been compiled to encourage and reward conservation and sustainable land management practices. The scheme aims to reduce deforestation and promote sustainable land management practices in an area of intensive cattle ranching and soybean farming that surrounds the vast Xingu indigenous reserve.

On that note, the potential role of indigenous groups in Brazil and other Latin American countries in adopting REDD+ to bolster forest conservation is particularly significant (Hall, 2012). Indigenous groups in the Amazon are in the process of developing a basin-wide, collective plan for coordinating a REDD+ strategy (WWF, 2013). Their activities would be central to any social contract given their strategic importance in forest governance. In the Brazilian Amazon, for example, 375 indigenous reserves occupy over one-quarter of the region. The Paiter Suruí tribe, which inhabit an area of 248,000 hectares in Rondônia, have for many years successfully defended their reserve against encroachment by farmers and ranchers. They are now developing a fifty-year 'ethno-development plan' based on REDD+ principles and the sale of carbon credits (Olander et al., 2010) (Source?). Others could follow their example.

4. REDD+: A SOCIAL CONTRACT IN THE MAKING?

REDD+ is directly or indirectly underpinned by a long history of sustainable forest management practices on the part of indigenous and traditional populations who have for centuries built their livelihoods on the non-destructive use of natural resources. Hence, 'productive conservation' strategies involving terrestrial and aquatic extractivism, as well as agroforestry systems, for example, were well established long before climate change mitigation tools were invented (Hall, 1997). A newer set of economic, political and social features builds upon this historical base to form REDD+ as a tool aimed at reducing deforestation, lessening carbon emissions and generating 'co-benefits' such as biodiversity preservation and livelihood support for local populations as one element in a broader strategy to combat global warming.

These long-standing practices together with more recent policy innovations could be said to comprise a new form of 'social contract' that brings together a diverse range of stakeholders in a series of agreements under the REDD+ umbrella. In the past, forest conservation and sustainable development initiatives were undertaken very much on an ad hoc basis rather than as part of any wider, more systematic plan. Under REDD+, in contrast, the aim is to consolidate projects and programmes into regional and national strategies of climate change mitigation. In Latin America, leading advocates of REDD+ such as Costa Rica and Mexico have made a significant start in setting up regional and national strategies, and introducing PES systems. As noted above, Brazil is in the process of developing a range of pilot REDD+ schemes and is thinking more strategically about incorporating this approach into economic development and conservation planning at the state level. However, there have been delays in fashioning a national plan and legislative framework (Hall, 2012).

As noted above, however, most such schemes in Brazil are at a relatively early stage in the planning and implementation process. Furthermore, when set against the challenge of mitigating climate change and the fact that about three-quarters of the country's greenhouse gas emissions are due to deforestation and land-use change, REDD+ is the proverbial 'drop in the ocean'. However, despite this and the inevitable uncertainties surrounding its longer-term future on the global UNFCCC stage, it is possible to identify certain features of an emerging new social contract that could form an important pillar of support for REDD+ in future.

The term 'social contract' originated during the Age of Enlightenment in the seventeenth and eighteenth centuries to address the question how law and order is created, and the legitimacy of State authority over the individual in this process. It considers the extent to which people are prepared to surrender some freedoms in exchange for protection of their residual rights. There are contrasting views on the nature of the 'social contract'. At one end of the spectrum is Hobbes' opinion that absolute government authority is necessary in order to counteract with a strong hand the seemingly inevitable anarchy in society.⁷ Locke and Rousseau hold a contrasting perspective: that individual rights are earned, and some rights are sacrificed, in exchange for accepting and respecting the entitlements of others.⁸ In effect, a negotiation must take place over the extent to which individual self-interest can be reconciled with wider notions of the common good (Ostrom, 1990). This is the fundamental challenge of institution building in contexts where natural resources such as forests, common-pool or otherwise, have to be protected; namely, how to organise and incentivise stakeholders who are in an interdependent situation so that individual and collective interests may be reconciled in pursuit of an overarching objective such as reduced deforestation and the pursuit of conservation.

What features might be considered the basic prerequisites necessary to underpin the notion of a REDD+ 'social contract'? In brief, these could be as follows:

1. Contextual preconditions

- 1.1. A strategic plan involving federal, state and municipal levels of government, possibly in a 'nested' and interconnected format.
- 1.2. A legal framework at federal and/or state levels setting up an institutional structure and system to provide for the supply and authorisation of ecosystem service payments.
- 1.3. Agreements to secure funding either at national or international levels from diverse sources (aid funding, compliance and voluntary carbon markets).

2. Project/programme design

- 2.1. Designation and registration of scheme members.
- 2.2. Definition of resource governance roles and responsibilities for all stakeholders.
- 2.3. An agreed land-use management plan, including educational and awareness-raising components.
- 2.4. Implementation of a negotiated participatory process involving the effective engagement of all stakeholders in consultation and decision-making over

design, implementation procedures, monitoring and evaluation of progress (included under MRV).

2.5. Transparent benefit-sharing arrangements around individual and/or common property.

2.6. Accountability and procedures for enforcing conditionalities/sanctions.

The importance of institution building for community-based natural resource management and the acquisition of environmental entitlements has been clearly underlined (Leach et al., 1999). This problem is also centrally relevant to REDD+ initiatives in the context of climate change mitigation. Furthermore, within a social contract, the institutional and policy support framework should involve an appropriate, situation-specific combination of external monitoring and controls together with internal self-governance mechanisms.

The major rationale behind REDD+ is, of course, that it should constitute an additional or complementary tool to centralised command-and-control environmental policies predicated on Hobbesian principles that strict external vigilance and the threat of punishment for infractions is necessary to avoid the rampant destruction of natural resources. In contrast, REDD+ is based on the principle that monetary and other incentives, such as the provision of community infrastructure, will encourage the adoption of more sustainable practices by forest users, engender collaboration amongst stakeholders and contribute towards the generation of wider environmental and socio-economic benefits.

An overriding feature of all REDD+ arrangements is the recognition of mutual obligations and responsibilities based on an institutional partnership amongst the major stakeholders. Each participant will play a particular role and contribute in different ways to the social contract or agreement, whether at the project or programme level. In Brazil players are likely to include the following:

1. National government. A consultation exercise is currently underway to devise a national REDD+ strategy involving government, civil society and the private sector (Brazil, 2011). Brazil's first and only federal PES programme, *Proambiente*, was frustrated in part by the lack of a legislative framework to authorise the allocation of resources from the government budget for ecosystem service payments. Two pieces of legislation going through Congress aim to address this constraint. First, PL 792/07 proposes compensation from the federal budget for forest conservation on private property.⁹ Second, PL 5586/09 sets out a national system of payments for conservation and sustainable forest management activities, allowing certified emissions reduction titles to be traded on the carbon market.¹⁰ However, a time-scale for the final approval of legislation and the putting in place of appropriate institutional procedures is still unclear.

In the absence of a national framework and legislation governing PES, the main source of federal support for REDD+ has been the Amazon Fund. Administered by the BNDES, financial arm of the Ministry of Development, Industry and Foreign

Trade, the *Fundo Amazônia* was set up with an initial grant of US\$120 million from the Norwegian government, which promised US\$1 billion by 2015. The fund was originally intended to finance mainstream conservation activities but its remit was extended to cover PES schemes. By 2012, some 36 projects had been contracted and/or approved with a total value of US\$440 million, including REDD+ projects in Amazonas, Acre and Pará.¹¹

2. State governments. State governments have played a key role in getting REDD+ onto the policy and legislative agenda in Brazil. In the face of federal government sluggishness, states have taken the initiative, encouraging national efforts in the UN Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) agenda, while developing their own legislation and supporting projects on the ground. The Amazon Governors' Forum, in collaboration with major NGOs, has lobbied the federal administration on climate change policy, urging Brazil to consolidate a national PES/REDD+ programme and to play an active part in international negotiations to agree on the principle of market-based carbon trading to complement aid-based donor support.

The 'Task Force on REDD and Climate Change', comprising representative from federal and Amazon state governments as well as and civil society, have worked to forge a common position on a National REDD+ strategy (Viana, 2009; Brazil, 2011). Amazon governors have also played a major role in setting up the international Governors' Task Force along with governors from the US, Mexico, Nigeria and Indonesia to develop sub-national REDD+ plans. Together with Amazon-based NGOs, governors have lobbied at international climate change COP meetings, notably in Bali and Cancun, for the formal inclusion of REDD+ within the UNFCCC.

While federal legislation on PES/REDD+ is stuck in Congress, Amazon states have stolen a march by developing their own climate change laws governing ecosystem payments as well as fund-raising through international donor support and voluntary carbon markets. These include Amazonas (2007), Acre (2010) and Mato Grosso (2013). Similar moves are afoot in Amapá, Roraima and Tocantins. There is mounting concern in Brazil that state and federal REDD+ plans should be compatible and integrated in key areas such as financial instruments and governance structures (Pavan & Cenamo, 2012).

3. Non-governmental organisations. NGOs lie at the heart of REDD+ in various fundamental respects. They act as a lynchpin in the emerging 'social contract' between government institutions on one hand and, on the other, local resource user populations, in the design and implementation of REDD+ policies. At the policy level, NGOs in Brazil are working together with federal authorities in the formulation of a national REDD+ strategy. On the UNFCCC stage, NGOs have formed an influential pressure group, together with the Amazon governors, to press for the inclusion of forests in climate change negotiations and for the adoption of an integrated national policy.

Operationally, in most of the Amazon projects mentioned previously, international and domestic NGOs have performed formed an intermediary-interlocutor function,

linking forest user groups with higher institutions of governance or funding organisations in Brazil and overseas. International NGOs include, for example, The Nature Conservancy (TNC), the Woods Hole Research Centre (WHRC) and the World Wildlife Fund (WWF). Brazilian partners, amongst others, comprise IPAM, AMAZON (Amazon Institute of People and the Environment), ICV, FVPP (Foundation for Life, Production and Preservation) and ISA. International NGOs have been quite instrumental in obtaining funding for REDD+ pilot projects in Brazil since the country does not participate in multilateral finance arrangements for REDD+ such as the World Bank's Forest Carbon Partnership Facility (FCPF) or the UN-REDD programme.

Most NGOs are engaged in the design of diverse REDD+ schemes to meet the needs of forest-user groups in a range of situations and on varying scales of operation. These might involve small farmers, extractivists, medium and larger-scale commercial producers, indigenous groups, or a mix of several categories. They are a major source of the essential technical skills required in specialist areas such as resource mapping, forestry and applied biological science. Furthermore, they will have to liaise with local community organisations and become involved in governance issues relating to mobilisation, participation and the design of benefit-sharing arrangements. Further responsibilities might extend to environmental education and awareness-raising. Enhancing social and political capital at the grassroots level, a vital prerequisite for successful REDD+ and similar endeavours, are tasks that domestic NGOs are best placed to undertake.

4. Private sector. A fourth stakeholder in the 'social contract', albeit a relatively minor one compared with federal and state governments or NGOs, is the private business sector. This has so far played a small role in the financing of REDD+ initiatives in the Amazon, although in other parts of the country companies (such as *Natura*, for example) have implemented ecosystem service payments to rural producers for watershed conservation purposes.

In the Amazonas state *Bolsa Floresta* scheme, companies such as Marriot, Coca Cola and the Bradesco bank have provided key funding support, alongside the Amazon Fund. On a smaller scale, the Dutch Rabobank has funded two small experiments in forest restoration on the Xingu Socio-Environmental Carbon Project (CCSX) in Mato Grosso to generate carbon credits for sale in voluntary markets. While making a small but significant contribution to early REDD+ development, these companies also benefit from being publicly seen to fulfil their corporate social responsibilities.

5. Local populations. Arguably the key stakeholder in REDD+ partnerships comprises local populations of resources-users. They bear the major responsibility for conservation, sustainable land use and improved forest management. They are expected to adopt modified production systems and to replace destructive practice such as uncontrolled slash-and-burn farming with non-destructive techniques such as extractivism and agroforestry, or other forms of eco-friendly land management. In order to offset the opportunity costs of switching, cash payments and other

development incentives are offered, the fair and equitable distribution of which must be negotiated between donors and recipients.

In addition to the adoption of economic incentives to facilitate behavioural change in favour of conservation, another element of the social contract concerns the definition of governance arrangements that reconcile individual and collective rights and responsibilities. This applies to individual landholdings and any implications for the wider public good, but is especially relevant for the administration of collective or common property such as forests. Here, the failure to introduce effective governance may lead to a spiral of destruction or a 'tragedy of the commons' scenario (Ostrom, 1990; Hall, 1997).

In such situations, the role of local populations in acquiring a degree of control over governance through appropriate mechanisms of participation and empowerment becomes critical. The effective integration of traditionally marginalised rural populations into resource governance, as part of the social contract, is a basic prerequisite of REDD+ in Brazil and elsewhere. Unfortunately, however, this is a principle to which many policy-makers often pay only lip service.

Policy-makers ignore local populations at their peril, for these groups are the ultimate custodians of Amazonia's natural resources. Most of the REDD+ projects and programmes mentioned above involve farmers of various categories, extractivists and indigenous groups. Taken together, such groups are the effective guardians of a major part of Amazonia's forests and natural resources. Indigenous reserves, for example, cover about one-fifth of the region's forested area, giving indigenous groups themselves a huge potential influence within any REDD+ framework, as noted above.

5. CHALLENGES FOR REDD+

In theory, REDD+ seems to offer an attractive 'win-win' solution for addressing the problems of deforestation and climate change. Ecosystem service payments would persuade resource users to switch behaviour patterns in favour of conservation and sustainable development, offsetting their opportunity costs, supporting livelihoods (through co-benefits) and protecting the environment. An emerging 'social contract' amongst REDD+ stakeholders would legitimise a degree of consensus regarding the most appropriate institutional setup for governing these arrangements while helping to reduce forest loss and rural violence. However, a number of conceptual, structural and operational problems threaten to undermine these objectives.

Conceptually, REDD+ is predicated on the assumption that cash payments will form the major incentive for transforming resource-users' behaviour. Yet decision-making is more complex than this. The classic neo-liberal model is based on the assumption of individualistic, 'rational' monetary transactions, and it 'does not pay enough attention to the role of institutions and shared beliefs in shaping PES design and outcomes' (Muradian et al., 2010: 1205). Research on forest conservation in various

parts of the world indicates that financial inducements may not be the only, nor even the principal, factor conditioning rural practices, and cash payments may even 'crowd out' more altruistic motives based on traditional customs (Hall, 2012). In Brazil itself, evidence from *Proambiente* strongly suggests that farmers' intentions are driven by a complex set of both economic and non-economic factors. Access to technical assistance and infrastructure support may be even more highly valued than cash payments (Bartels et al., 2009). Thus, getting this incentive balance right would be central to the viability of any REDD+ social contract.

Attempts to impose an incentive system, blueprint-style, based on unrealistic, neo-liberal assumptions is likely come up against the sheer social and cultural diversity of Amazonia. Research all over the region into land-use patterns has demonstrated that forest populations have developed complex, multi-directional household livelihood strategies. Rather than following a predictable, linear trajectory in frontier expansion and settlement, decisions about retaining forest cover depend on many factors and may take many directions depending on the context (Hall, 2012). Such diversity, involving a myriad of forest-user groups with many cultural, economic and ethnic backgrounds, must be factored into social contract understandings that form the basis of REDD+ schemes. In addition, unstable and insecure systems of land ownership and occupation, both individual and common property-based, could undermine attempts to forge social contract agreements.

Operationally, targeting, design and implementation issues could have profound implications for the nature of any social contract underpinning PES systems. For example, perceived fairness in the distribution of expected co-benefits arising from REDD+ would affect attempts to negotiate a social contract. Should interventions be targeted to maximise efficiency in greenhouse gas emissions reductions by involving large commercial farmers, the main drivers of deforestation; or should the main aim be to promote social justice and equity by focusing on family farmers, extractivists and indigenous groups (Wunder, 2007)?

Given the mix of REDD+ projects underway in Brazilian Amazonia catering for a diverse range of resource-user groups, from ranchers and soybean farmers to indigenous populations and small settlers, competition over benefits distribution is likely to intensify. Setting up fair systems for local benefit sharing will be crucial to maintain the legitimacy of REDD+ in the eyes of participants. Furthermore, benefit sharing amongst Amazonian states will also be critical.

How this challenge is dealt with is likely to depend on the system of governance adopted in any future national REDD+ strategy in Brazil. This could combine one or more features of three models (Hall, 2012; Forsyth, 2009). An integrated, 'nested' or top-down approach based on a common set of clearly defined rules for all levels might be introduced. At the opposite end of the scale, a bottom-up model based on 'legal pluralism' would incorporate formal and traditional governance arrangements, recognise the complexity of local decision-making and the primacy of poverty alleviation alongside emissions reductions as a goal. A participatory, 'deliberative' middle way would embrace all stakeholders in an attempt to reconcile national,

regional and local interests. Although still in formation, it appears that in Brazil some kind of nested/deliberative arrangement might prevail. However, the power of grassroots pressure to further the interests of local, traditional and indigenous groups should not be underestimated.

Another major issue concerns access to funding for REDD+ projects. To date, the Amazon Fund has been the major source of such financial support in Brazil, supplemented by some NGO assistance, a little from the private sector and from voluntary carbon markets. Notwithstanding the problem of a falling carbon price, in the eventuality of REDD+ entering the UNFCCC and compliance markets, the problem of guaranteeing fair access will become increasingly contentious. This could support or undermine the basis for any social contract. IPAM, for example, has suggested a model for allocating funds based on 'target, stock and deforestation reduction' (Lima et al., 2009). An equitable distribution amongst the nine Amazon states would be based on a calculation of opportunity costs of reduced deforestation, compensation for forest conservation, and payments for demonstrable, reduced levels of forest loss.

A number of other technical aspects of REDD+ could threaten its credibility as a policy and, hence, the likelihood of a social contract emerging. 'Leakage' can lead to illegal deforestation simply being displaced from a REDD+ project to one that is unprotected, thus cancelling out any overall advantage. There is also a major challenge in guaranteeing the 'permanence' of emissions reductions in the face of continuing pressures on the environment. A regional or national governance framework could address this issue. Yet another major problem is how to determine the historical 'additionality' generated by PES/REDD+ when set against a baseline. This would require that a strong 'monitoring, reporting and verification' (MRV) methodology be implemented.

6. CONCLUSION

REDD+ is based on a system of economic incentives as well as mutual rights and responsibilities negotiated amongst a range of stakeholders, aimed at reducing deforestation and enhancing forest carbon stocks to achieve multiple goals. While mitigating the effects of global climate change and preserving other ecosystem services, it also seeks to strengthen local livelihoods. In Brazil, as elsewhere, REDD+ is still at an early stage in its development. It is argued here that one of its emerging features is a potential 'social contract' that could underpin governance arrangements for forests and other natural resources involved. This notion of a social contract is rather implicit but it could become formally embedded in REDD+ agreements. If REDD+ were to significantly expand its coverage in Amazonia, it could be symptomatic of a new environmental policy paradigm in the region.

Other elements in Amazonia's environmental policy matrix could serve to support the notion of a growing social contract. For example, Acre's integrated approach to forest governance is underpinned by a culturally strong sense of 'forest citizenship'

or *florestania* (Schmink, 2011). While this vision is specific to the historical context of Acre itself, additional region-wide measures could have an influence in future. The *Bolsa Verde* ('green grant', not to be confused with the Bolsa Floresta in Amazonas state) programme, for instance, pays monthly stipends of R\$300 to very poor families in priority conservation areas who practise sustainable forms of production, such as extractivists, small farmers and indigenous populations.¹² Other conservation incentives mentioned above, complementing more traditional command-and-control policies, could also have an impact. Taken together with REDD+ schemes, the beginnings of a broader social contract to preserve Amazonia could be emerging.

REFERENCES

ACRE. Projeto Pagamento por Serviços Ambientais – Carbono. Rio Branco: Acre state government, 2009.

AMERICAS WATCH. Rural Violence in Brazil. Washington DC & New York: Human Rights Watch, 1991.

ASSUNÇÃO, J., CLARISSA, C. & GANDOUR, R. Deforestation Slowdown in the Brazilian Amazon: Prices or Policies? Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative Rio de Janeiro, Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas, PUC-Rio, 2012.

BARTELS, W. L., SCHMINK, M., BORGES, E. A., DUARTE, A. P. & ARCOS, H. 'Diversifying livelihood systems, strengthening social networks and rewarding environmental stewardship among small-scale producers in the Brazilian Amazon: lesson from *Proambiente*', in TACCONI, L., MAHANTY, S. & SUICH, H. (eds.), *Payments for Environmental Services, Forest Conservation and Climate Change: Livelihoods in the REDD?* Cheltenham: Edward Elgar, pp. 82-105, 2010.

BOURNE, R. *Assault on the Amazon*. London: Gollancz, 1978.

BRANFORD, S. & GLOCK, O. *The Last Frontier: Fighting Over Land in the Amazon*, London: Zed Press, 1985.

BRAZIL. *REDD+* Documento Síntese com subsídios de múltiplos atores para a preparação de uma Estratégia Nacional, Brasília: Ministry of the Environment, 2011.

CPT. *Conflitos no Campo Brasil 2011*. Comissão Pastoral da Terra, 2012.

FEARNSIDE, P. 'The Roles and Movements of Actors in the Deforestation of Brazilian Amazonia', *Ecology and Society* 13(1), 2008.

FOE. 'A Amazônia tem muito mais a oferecer do que espaço para se criar gado'. Accessed at www.amazonia.org.br, 29 December, 2009.

FORSYTH, T. 'Multilevel, multifactor governance in REDD+: participation, integration

and coordination', in ANGELSEN, A. (ed.) *Moving Ahead with REDD: Issues, Options and Implications*. Bogor, Indonesia: CIFOR, pp. 113-122, 2009.

GASQUES, J. P. 'Padrão de crescimento da Amazônia e instrumentos econômicos', in May, et al., 2005.

GEBARA, F. *Distributing Benefits of REDD: exploring a flexible approach. A case study of the Juma Sustainable Development Reserve, State of Amazonas, Brazil*. MSc Dissertation, London School of Economics, 2009.

HADDAD, P. & REZENDE, F. *Instrumentos Econômicos para o Desenvolvimento Sustentável da Amazônia*. Brasília : Ministry of the Environment, 2002.

HALL, A. *Developing Amazonia: Deforestation and Social Conflict in Brazil's Carajás Programme*, Manchester & New York: Manchester University Press, 1989. (Translated as *Amazônia: Desenvolvimento para Quem? Desmatamento e conflito social no Programa Grande Carajás*. Rio de Janeiro: Zahar, 1991)

HALL, A. *Sustaining Amazonia: Grassroots action for productive conservation*. Manchester: Manchester University Press, 1997.

HALL, A. 'Extractive reserves: building natural assets in the Brazilian Amazon', in BOYCE, J., NARAIN & STANTON, E. *Reclaiming Nature: Environmental Justice and Ecological Restoration*. London: Anthem Press, 2007, pp. 151-179. YEAR??

HALL, A. 'Better RED than dead: paying the people for environmental services in Amazonia', in MAHLI, Y., BETTS, R. & ROBERTS, T. (eds.) *Climate Change and the Fate of the Amazon*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363(1498), pp. 1725-1932, 2008.

HALL, A. *Turning the Tide in Amazonia? From Perverse Incentives to Environmental Services*. Research Paper, ESPA Project, 2011.

HALL, A. *Forests and Climate Change: The Social Dimensions of REDD in Latin America*. Cheltenham: Edward Elgar, 2012.

IPAM. *Paving the REDD Road in the Brazilian Amazon*. Belém, 2009.

LEACH, M., MEARNS, R. & SCOONES, I. 'Environmental Entitlements: Dynamics and Institutions in Community-Based Natural Resource Management'. *World Development*, 27(2), pp. 225-247, 1999.

LIMA, A., STELLA, O. & MOUTINHO, P. (2009) 'Target, Stock and Deforestation Reduction': a system proposal for financial benefit sharing from REDD in the Brazilian Amazon. IPAM.

MAHAR, D. *Frontier Development Policy in Brazil: A Study of Amazonia*. New York: Praeger, 1979.

MARGULIS, S. Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon, Washington DC: World Bank, 2004

MAY, P., AMARAL, C., MILLIKAN, B. and ARCHER, P. (eds.) Instrumentos Econômicos para o Desenvolvimento Sustentável na Amazônia Brasileira: experiências e visões. Brasília: Ministry of the Environment.

MAY, P. & MILLIKAN, B. The Context of REDD+ in Brazil: Drivers, agents and institutions. Occasional Paper 55, Bogor, Indonesia: CIFOR, 2010.

MST. Assasinos no Campo: crime e impunidade, 1964-86 (Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra) São Paulo: Global Editora, 1987.

MT. (2009) The Northwest Mato Grosso REDD Pilot Project, Mato Grosso state government. Cuiabá: Instituto Centro de Vida (ICV and The Nature Conservancy (TNC),

MURADIAN, R., CORBERA, E., PASCUAL, U., KOSOY, N. & MAY, P. 'Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services'. Ecological Economics, 69, pp. 1202-1208.

NEPOMUCENO, E. O Massacre. Eldorado do Carajás: uma história de impunidade. São Paulo: Editora Planeta do Brasil, 2007.

NEPSTAD, D., MOUTINHO, P., BOYD, W., AZEVEDO, A., BEZERRA, T., SMID, B., STABILE, M., STICKLER, C. & STELLA, O. Reframing REDD+, Brasília & San Francisco: IPAM, 2012.

OLANDER, J., BORGES, B. & SURUI, A. N. 'Projeto Surui: promovendo a capacitação dos "povos indígenas" para um acordo informado sobre o financiamento de REDD'. In TELLES DO VALLE, R. S., ed. Desmatamento Evitado (REDD) e povos indígenas: experiências, desafios e oportunidades no contexto amazônico. São Paulo: ISA & Forest Trends, 2010, pp. 111-127.

OSTROM, E. Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.

PAVAN M. & CENAMO, M. REDD+ nos Estados da Amazônia: mapeamento de iniciativas e desafios para integração com a estratégia brasileira, Brasília: Ministry of the Environment, IDESAM, 2012.

PEREIRA, S. 'Payment for environmental services in the Amazon Forest: How can conservation and development be reconciled?' Journal of Environment and Development, 19(2), pp. 171-190.

SCHMINK, M. & WOOD, C. (eds.) Frontier Expansion in Amazonia. Gainesville, FL: University of Florida Press, 1984

SCHMINK, M. 'Forest Citizens: Changing Life Conditions and Social Identities in the Land of the Rubber Tappers', *Latin American Research Review*, 46 (special issue): 141-158, 2011.

VIANA, V. Relatório I Força Tarefa Sobre REDD e Mudanças Climáticas, Brazil, 2009.

VIANA, V. Sustainable Development in Practice: Lessons Learned from Amazonas. London: IIED, 2010.

WUNDER, S. 'The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation'. *Conservation Biology*, 1(1): 48-58, 2007.

WWF. 'Holistic Management of Indigenous Territories: Development of the Amazonian Indigenous REDD+ Proposal', WWF Factsheet, World Wildlife Fund, 2013.

NOTES

¹ REDD+ includes reduced emissions from deforestation and forest degradation, sustainable forest management and enhancement of carbon stocks.

² 'Ministério Público Federal aponta INCRA como responsável; por um terço do desmatamento da Amazônia'.

<http://agenciabrasil.ebc.com.br/noticia/2012-10-10/ministerio-publico-federal-aponta-incra-como-responsavel-por-um-terco-do-desmatamento-da-amazonia> (Accessed 14 October 2012)

³ 'Emissões por desmatamento caem 16% na Amazônia', National Space Research Institute (INPE) press release, 21 December, 2012. http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=3180 (Accessed 4 January, 2013).

⁴ Plano de Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia.

⁵ 'Amazônia Legal terá força nacional de segurança ambiental permanente, diz ministério', 9 October, 2012. <http://agenciabrasil.ebc.com.br/noticia/2012-10-09/amazonia-legal-tera-forca-nacional-de-seguranca-ambiental-permanente-diz-ministerio> (Accessed 14 October, 2012).

⁶ Climate, Community and Biodiversity Alliance

⁷ Thomas Hobbes, *Leviathan*, 1651.

⁸ John Locke, *Second Treatise of Government*, 1689; Jean-Jacques Rousseau, *Du contrat social*, 1762.

⁹ Bill PL 792/07 introduced in 2007 by former federal deputy Anselmo de Jesus

proposes giving incentives to rural landowners, who voluntarily conserve forests and watercourses, to be financed from a special fund.

¹⁰ Bill PL 5586/09 outlines the 'National System of Certified Reduction of Emissions through Deforestation and Degradation' (RCEDD). The federal government, states, municipalities, indigenous areas, *quilombola* (former runaway slave community) lands and private rural properties would all qualify for this scheme.

¹¹ Amazon Fund: http://www.amazonfund.gov.br/FundoAmazonia/fam/site_en/Esquerdo/Projetos/

¹² Modelled on *Bolsa Família*, it was introduced in October 2011 as part of the federal government's wider *Brasil Sem Miséria* poverty alleviation and employment generation programme. With an initial target of some 15,000 families, *Bolsa Verde* aims to encourage natural resource conservation, raise incomes and improve livelihoods while strengthening citizenship.

Pagamentos por serviços ambientais, custos de oportunidade e a transição para usos da terra alternativos: o caso de agricultores familiares do Nordeste Paraense

Rosângela Calado da Costa¹, Marie-Gabrielle Piketty²
Ricardo Abramovay³

¹Bióloga, Professora da Universidade Federal de São Paulo (Unifesp), Diadema, SP, Brasil, e-mail: rosangelacalado@gmail.com

²Economista, Pesquisadora do Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (Cirad), Montpellier, França, e-mail: marie-gabrielle.piketty@cirad.fr

³Sociólogo, Professor da Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade (FEA) da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil, e-mail: abramov@usp.br

Recebido em 06.03.2013

Aceito em 25.05.2013

ARTIGO

Resumo

Neste artigo, avalia-se o papel que o pagamento por serviços ambientais proposto pela política pública Proambiente (2003-2007) poderia ter tido sobre a substituição do uso da terra tradicional (sistema de “derruba-e-queima”) e a adoção de usos da terra alternativos, capazes de fornecer maiores níveis de serviços ambientais, entre agricultores familiares do Nordeste do Pará, Amazônia Brasileira. Para isso, foram estimados custos de oportunidades para os usos da terra tradicional e alternativos (agricultura sem uso do fogo, sistemas agroflorestais, manejo de açaí, enriquecimento de capoeira e apicultura). Os resultados indicaram que o pagamento do Proambiente teria sido insuficiente para incentivar o abandono do uso da terra tradicional e que poderia ter sido mais promissor fornecer condições para que os agricultores familiares realizassem a transição para usos da terra capazes de fornecer maiores níveis de renda no longo prazo, como sistemas agroflorestais e manejo de açaizal.

Palavras-chave: Pagamentos por serviços ambientais; instrumentos econômicos; custos de oportunidade; Proambiente; agricultura familiar; Amazônia Brasileira.

Abstract

In this article, we evaluate the role that the payment for environmental services proposed by public policy Proambiente (2003-2007) might have had on the replacement of traditional land use (slash-and-burn cultivation) and the adoption of alternative land uses, able to provide higher levels of environmental services, among family farmers in the Northeast of Pará, Brazilian Amazon. For this, we simulated scenarios with estimates of opportunity costs for traditional and alternative land uses (fire-free fallow management, agroforestry, açai management, fallow vegetation enrichment and beekeeping). The results indicated that payment of Proambiente would have been insufficient to encourage the abandonment of traditional land use and could have been more promising to provide conditions for family farmers to carry out the transition to land uses capable of providing higher levels of income in the long term, such as agroforestry and açai management.

Keywords: Payments for environmental services; economic instruments; opportunity costs; Proambiente; family farming; Brazilian Amazon.

INTRODUÇÃO

Para conter as ameaças aos ecossistemas que, no caso da agricultura, incluem desmatamento, degradação dos solos, poluição do ar e dos cursos de água, têm-se buscado maneiras de incentivar o fornecimento de serviços ambientais¹ e, nos últimos anos, o pagamento por serviços ambientais tem gerado interesse crescente. Esse instrumento econômico caracteriza-se por transações voluntárias diretas, em que o fornecedor, ou vendedor, de serviços ambientais é pago pelos usuários ou compradores desses serviços. Os serviços ambientais devem ser fornecidos em níveis maiores do que o seriam sem a introdução do pagamento – o chamado cenário de base –, ou seja, deve haver adicionalidade (FAO, 2007; ISA, 2007; PAGIOLA, 2006; PAGIOLA et al., 2004; ROBERTSON e WUNDER, 2005; WUNDER et al., 2005; WUNDER, 2006a; 2006b; 2007), mesmo se, na realidade, essa adicionalidade raramente seja comprovada em esquemas de pagamentos por serviços ambientais existentes (MURADIAN et al., 2010).

Quando se realizam mudanças de sistemas produtivos menos favoráveis para mais favoráveis ao fornecimento de serviços ambientais, são gerados custos de oportunidade, que podem ser definidos como as rendas que se perdem quando se opta por um sistema produtivo em detrimento de outros (FAO, 2007; ISA, 2007; KARSENTY, 2004; 2007; ROBERTSON e WUNDER, 2005; WUNDER, 2007). Nesse sentido, estimar os custos de oportunidade com os quais os agricultores podem se deparar ao promover essas mudanças tem sido considerado uma etapa fundamental para orientar os incentivos a serem oferecidos para induzi-los nesse comportamento, os quais devem ser, pelo menos, iguais aos custos de oportunidade estimados. Essa condição não é suficiente (BÖRNER et al. 2010; KARSENTY et al., 2010, MURADIAN et al., 2010), mas é necessária quando se busca compensar agricultores pelos benefícios renunciados vinculados a um maior fornecimento de serviços ambientais (ALIX-GARCIA et al., 2005; FAO, 2007; KOSOY et al., 2006; WUNDER, 2007).

Quando os rendimentos obtidos com as mudanças de uso da terra são similares àqueles dos cenários de base, os custos de oportunidade são baixos ou moderados. Nesse caso, pagamentos mais baixos têm sido mais bem sucedidos em induzir mudanças no uso da terra, desencadeando resposta de fornecimento de serviços ambientais satisfatória (FAO, 2007; WUNDER, 2006a). Se os custos de oportunidade forem altos, os programas de pagamentos por serviços ambientais provavelmente não alcançarão os resultados esperados, pois não seriam uma compensação suficiente. Se o uso da terra incentivado pelo pagamento por serviços ambientais for mais rentável do que o uso desestimulado, não haveria custos de oportunidade envolvidos e, portanto, o que compensar, retirando o sentido de se implementar esse instrumento econômico (WUNDER, 2006a; 2007).

Por outro lado, mesmo que as mudanças de uso da terra capazes de fornecer maiores níveis de serviços ambientais sejam benéficas aos agricultores, podem não ser adotadas devido a outras barreiras, como restrições na realização de investimentos: a demora nos benefícios, combinada com a falta de recursos financeiros ou de acesso ao crédito, pode fazer com que os agricultores necessitem de paga-

mentos por serviços ambientais durante o período de transição de usos da terra menos favoráveis para usos da terra mais favoráveis ao meio ambiente. Tendo isso em consideração, é importante que sejam feitos pagamentos no período de transição entre as práticas atuais e as práticas incentivadas, a fim de amenizar o período inicial no qual são impostos custos pesados aos agricultores (FAO, 2007; PAGIOLA et al., 2004).

Este artigo tem por objetivo apresentar estimativas dos custos de oportunidade do uso da terra tradicional e de usos da terra alternativos capazes de fornecer maiores níveis de serviços ambientais, para agricultores familiares da região do Nordeste Paraense, e compará-lo com o valor que se pretendia oferecer dentro de um programa que previa pagamentos por serviços ambientais, na Amazônia Brasileira – o Proambiente –, a fim de avaliar se esse pagamento teria sido suficiente para cobrir os custos de oportunidade do uso da terra tradicional e/ou se poderia ter facilitado a transição para usos da terra alternativos na região. Saliente-se que, apesar de esse programa atualmente inexistir, tais análises podem contribuir com informações úteis para a formulação de futuras ações de incentivo para um maior fornecimento de serviços ambientais.

Assim, é apresentado a seguir um breve histórico e caracterização do Proambiente, a fim de contextualizar seu surgimento e desenvolvimento na Amazônia Brasileira (seção 1); em seguida, são abordadas a origem e a definição do valor do pagamento proposto pelo programa (seção 2); a seção 3 contém descrição breve da metodologia usada para realizar as estimativas dos custos de oportunidade gerados nos usos da terra tradicional e alternativos para agricultores familiares da região do Rio Capim, Nordeste do Estado do Pará, discutindo-os em relação ao valor do pagamento proposto pelo Proambiente; na seção 4, discutem-se implicações com relação ao pagamento proposto e ao nível de fornecimento de serviços ambientais, finalizando-se com as considerações finais.

1 - O PROGRAMA PROAMBIENTE

A introdução de um programa de pagamento por serviços ambientais na Amazônia tem sido discutida há alguns anos, particularmente devido a demandas crescentes de vários atores do setor produtivo para receber algum tipo de compensação, quando são adotadas práticas mais favoráveis ao meio ambiente (FALEIRO e OLIVEIRA, 2005; PROAMBIENTE, 2003a, 2003b). Nesse contexto, entre os anos 2000 e 2002, os principais movimentos sociais da agricultura familiar da Amazônia Brasileira elaboraram a proposta do Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural – o Proambiente - entregue ao Governo Federal em 2003, como uma política pública a ser executada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA). O programa buscava aliar processos de desenvolvimento rural à conservação ambiental e uma das ações estabelecidas na proposta dizia respeito ao pagamento dos agricultores por serviços ambientais proporcionados por mudanças qualitativas introduzidas em seus sistemas de produção (COSTA, 2008; MATTOS, 2010).

O Programa Proambiente passou a ser implementado a partir de 2003-2004, quando se implantaram os Polos de Desenvolvimento do Proambiente (PDs), de maneira a estimular a adesão coletiva dos agricultores familiares ao programa. Esses PDs foram selecionados em virtude de possuírem participação prévia em experiências-piloto de projetos governamentais e não-governamentais. Sua implantação consistiu de duas etapas: primeiramente, foram feitos diagnósticos com informações sobre a família, sistemas produtivos, infraestrutura, meio ambiente e ambiente institucional. Em seguida, foram construídos os Planos de Utilização (PUs) das unidades de produção familiar aderentes ao programa, com planejamento integrado de horizonte temporal de 15 anos, indicando pontos de transição agroecológica – mudanças qualitativas introduzidas em seus sistemas produtivos – e os serviços ambientais a serem fornecidos (COSTA, 2008; FALEIRO e OLIVEIRA, 2005; IBAMA, 2005, 2006; MATTOS, 2010).

Os serviços ambientais considerados incluíam a redução do desmatamento; absorção do carbono atmosférico (ou sequestro de carbono); recuperação das funções hidrológicas dos ecossistemas; conservação e preservação da biodiversidade; redução das perdas potenciais de solos e nutrientes; e redução da inflamabilidade da paisagem (ou redução do risco do fogo). Esses serviços ambientais foram vinculados a ações voltadas para a redução do uso do fogo; recuperação de nascentes e matas ciliares; e diversificação dos sistemas produtivos, apoiadas por capacitação e assessoria técnica oferecidas pelo programa. Também, firmaram-se Acordos Comunitários, estabelecidos entre grupos de 30 a 35 famílias nos polos, com estabelecimento de compromissos quanto ao cumprimento dos PUs e, por conseguinte, quanto ao fornecimento de serviços ambientais (COSTA, 2008; FALEIRO e OLIVEIRA, 2005; IBAMA, 2005, 2006; MATTOS, 2010).

Esses compromissos coletivos quanto ao uso da terra deveriam ser verificados e certificados para que os fornecedores de serviços ambientais pudessem receber os pagamentos, o que deveria ser feito por meio da Certificação de Serviços Ambientais. Poderiam receber pagamentos por serviços ambientais aqueles que se enquadrassem como agricultores familiares, atendendo aos seguintes critérios: uso de mão de obra familiar de forma predominante; renda bruta anual não superior a R\$ 30.000,00, da qual 80% originam-se de atividades econômicas vinculadas ao próprio estabelecimento ou empreendimento; e área do imóvel rural com até quatro módulos fiscais. No caso de pescadores artesanais, o enquadramento ocorreria de acordo com as técnicas de pesca empregadas e, para os indígenas, a Fundação Nacional do Índio (FUNAI) deveria emitir um certificado de origem étnica (FALEIRO e OLIVEIRA, 2005; IBAMA, 2006).

Com relação à Certificação, foram previstas e não-implementadas duas formas de verificação: uma na qual as famílias de agricultores certificar-se-iam umas as outras, por meio dos Acordos Comunitários (Certificação Participativa), e outra em que uma instituição certificadora independente do Proambiente seria contratada para realizar auditorias de campo para verificar se as famílias de agricultores cumpriam os Acordos Comunitários ou não (Certificação Externa) (IBAMA, 2005; PROAMBIENTE, 2003b).

Foram implantados onze PDs na Amazônia Legal², cada um com, em média, 13 Grupos Comunitários e 360 famílias, atendendo cerca de 4 mil famílias de colonos, extrativistas, ribeirinhos, pescadores artesanais, quilombolas e comunidades tradicionais em geral, com o avanço do Proambiente ocorrendo de forma irregular em cada um deles (COSTA, 2008; FALEIRO e OLIVEIRA, 2005; IBAMA, 2006; MATTOS, 2010).

O programa não teve prioridade em nível federal e sofria de falta de articulação política entre governo e sociedade. Insistir na sua implementação tornou-se um risco político para as lideranças dos movimentos sociais que participaram da sua elaboração. Assim, os esforços para a implementação, adesão de agricultores e consolidação dos Polos de Desenvolvimento foram se dissipando e o Proambiente não chegou a se consolidar como política pública, notadamente a partir de 2007 (MATTOS, 2010).

2 – O USO DO FOGO E O VALOR DO PAGAMENTO DENTRO DO PROAMBIENTE

O sistema de uso da terra praticado pela grande maioria dos agricultores familiares da Amazônia baseia-se no sistema de “derruba-e-queima” da vegetação durante o preparo da terra para o plantio de cultivos agrícolas. Esse sistema de uso da terra tradicional, também conhecido como agricultura itinerante ou sistema de cultivo rotacional, proporciona condições para o cultivo agrícola por cerca de dois anos, seguido por um período de pousio relativamente longo, necessário para que a vegetação secundária – a capoeira – restabeleça-se por meio de tocos, raízes e sementes que sobreviveram ao corte e às queimadas (DENICH et al., 2004; DENICH et al., 2005; KATO et al., 1999; KATO et al., 2006; LEWIS et al., 2002; MENEZES, 2004; VOSTI et al., 2002). Nesse sistema, a estabilidade da produção baseia-se na disponibilização dos nutrientes acumulados na capoeira durante o pousio, liberados de forma imediata por meio das cinzas originadas na queimada. Além de aumentar a fertilidade natural, devido à sua alcalinidade, as cinzas ainda contribuem para a diminuição da acidez do solo, corrigindo-o (DENICH et al., 2004; DENICH et al., 2005; KATO et al., 1999; KATO et al., 2006).

O sistema de “derruba-e-queima” apresenta a vantagem de ser uma prática de baixo custo, facilmente aplicável para a limpeza de uma área e com pouca necessidade de mão de obra (DENICH et al., 2004). A realização da queimada também contribui para a redução de plantas invasoras e para o controle de pragas e doenças, além de facilitar a semeadura dos cultivos agrícolas. Por outro lado, durante a queimada, são liberados gases do efeito estufa (GEEs) e ocorrem perdas de nutrientes por meio de volatilização, o que compromete a sustentabilidade do sistema de produção. Também ocorrem perdas dos nutrientes não absorvidos pelas plantas devido à lixiviação e ao escoamento por águas superficiais e subterrâneas. A perda de matéria orgânica do solo leva à redução na disponibilidade de nutrientes e da fertilidade do solo, provocando diminuição na produtividade agrícola no longo prazo. Ademais, há aumento de riscos de incêndios na paisagem agrícola e de proble-

mas de saúde para as populações locais devidos à fumaça. A prática da “derruba-e-queima”, portanto, faz com que os sistemas apresentem redução da capacidade de regeneração da vegetação secundária, degradação do solo e redução da fertilidade, com a conseqüente diminuição da produtividade média dos cultivos, constituindo-se numa ameaça à sustentabilidade da agricultura familiar (BÖRNER et al., 2007; DAVIDSON et al., 2007; DENICH et al., 2004; KATO et al., 1999; KATO et al., 2006).

Assim, com o objetivo de se eliminar o uso do fogo dos sistemas produtivos e incentivar a transição para sistemas perenes, mais rentáveis no médio e longo prazos, foi estabelecido o valor do pagamento dos serviços ambientais no âmbito do Programa Proambiente. Considerando-se a quantidade de diárias de trabalho por hectare gastas no preparo de área para cultivos anuais com uso (120 diárias) e sem uso do fogo (150 diárias), o resultado é um custo de 30 diárias de trabalho para se deixar de usar o fogo. Essas 30 diárias de trabalho, em 2003, equivalem a meio salário mínimo. Na época, o salário mínimo brasileiro passou de R\$ 200,00 para R\$ 240,00³; deste modo, o pagamento deveria ser de R\$ 120,00. Entretanto, o valor não foi atualizado na proposta entregue ao Governo Federal pelos movimentos sociais rurais e o pagamento foi estabelecido em R\$ 100,00, a ser pago mensalmente para cada família participante do Programa (MATTOS, 2010).

A fim de investigar se esse valor poderia ter sido um incentivo suficiente para permitir mudanças para usos da terra capazes de aumentar o nível de fornecimento de serviços ambientais entre agricultores de um Polo de Desenvolvimento do Proambiente, foram feitas estimativas dos custos de oportunidade envolvidos no uso da terra tradicional – o sistema de “derruba-e-queima” – e sistemas de uso da terra alternativos, como mostrado a seguir.

3 - CUSTOS DE OPORTUNIDADE NO POLO DE DESENVOLVIMENTO RIO CAPIM

3.1 - Coleta e análise de dados

Para coleta de dados necessários à realização de cenários com estimativas dos custos de oportunidade com os quais se deparavam a agricultura familiar em um Polo de Desenvolvimento do Proambiente, foi realizada, em 2006, caracterização socioeconômica de agricultores familiares participantes do programa no Polo Rio Capim, localizado no Nordeste do Estado do Pará, a cerca de 200 km da capital, Belém, composto pelos municípios de Concórdia do Pará, Irituia, Mãe do Rio e São Domingos do Capim (Figura 1) (COSTA, 2008).

Os dados obtidos por meio da caracterização socioeconômica foram tabulados e calculados os valores médios para custos diversos, produtividade dos cultivos, preços de venda etc. A renda bruta média foi calculada considerando-se a produtividade média de cada produto multiplicada pelo seu preço médio local, em 2006. Os custos incluíram aquisição de mudas; plantio; manejo da produção; coleta, acondi-

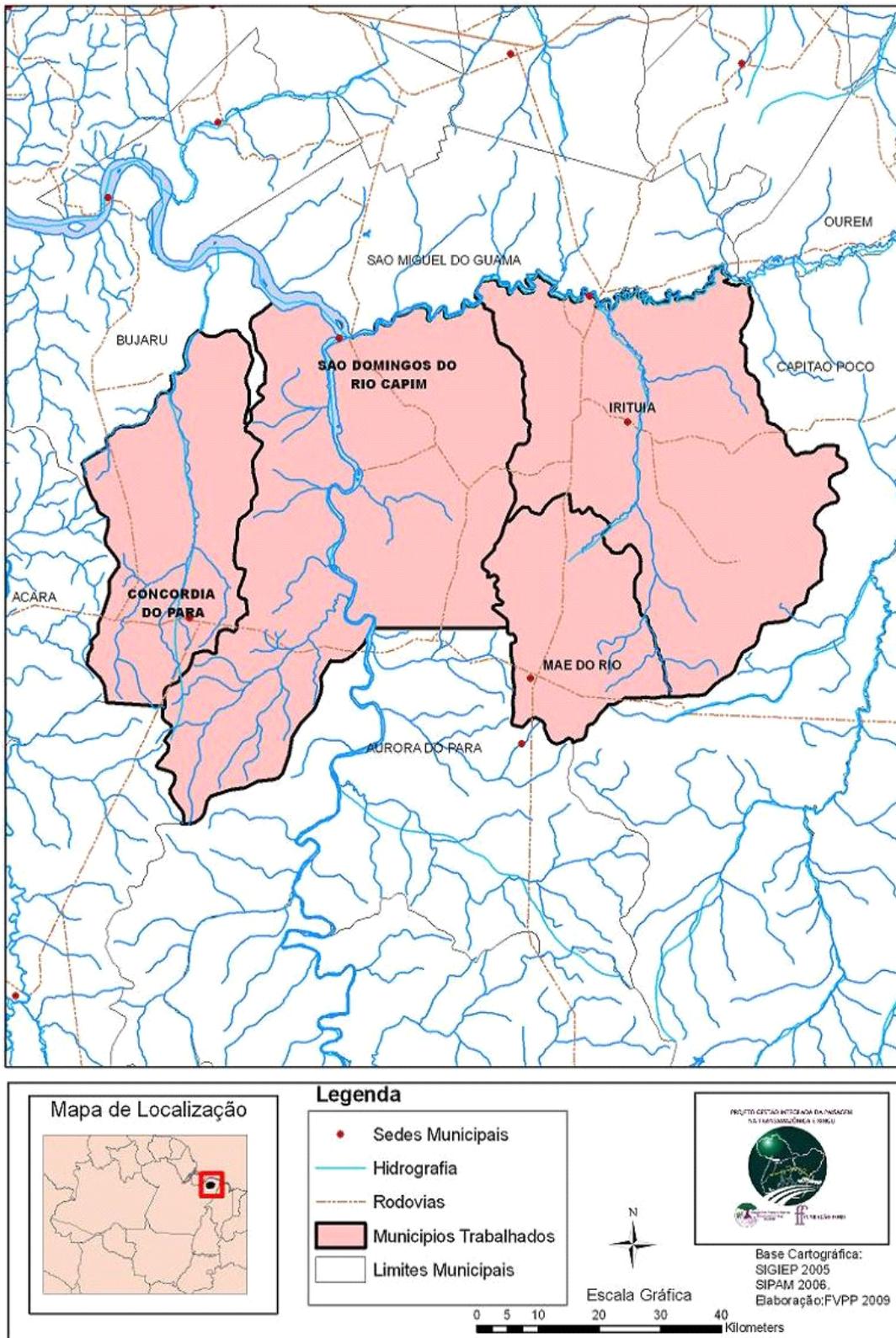


Figura 1 – Mapa dos municípios componentes do Polo de Desenvolvimento Rio Capim do Proambiente. Fonte: FVPP, 2009.

cionamento e transporte da produção; construção de apiários; considerando-se também dados médios de 2006, complementados por fontes secundárias, quando necessário. A renda líquida média foi calculada subtraindo-se os custos totais médios da renda bruta média, para cada tipo de uso da terra simulado. Considerou-se que os custos de oportunidades tinham mesmo valor que as rendas líquidas obtidas para os usos da terra avaliados (COSTA, 2008).

O horizonte temporal dos cenários abrangeu um período de dez anos e considerou-se que a mão de obra era integralmente de origem familiar, o que correspondia à realidade produtiva dos agricultores familiares pesquisados (COSTA, 2008).

Obteve-se, então, o cenário para o uso da terra tradicional – o cenário de base –, correspondente a uma unidade de produção familiar média para a região de estudo, caracterizada pelo uso do sistema de “derruba-e-queima”, com quatro anos de pousio, e pelo cultivo de mandioca, milho, feijão e arroz para autoconsumo e venda do excedente.

Os usos da terra alternativos foram selecionados considerando-se, principalmente: a) a existência de mercado; b) capacidade de fornecimento de serviços ambientais; e c) demandas dos próprios agricultores do Polo Rio Capim. Tais demandas surgiram durante a realização dos Planos de Utilização (PUs) pela entidade executora do Proambiente local, quando os agricultores manifestaram a intenção de preparar a terra para plantio sem uso do fogo – com uso de máquina responsável pela trituração da capoeira⁴, uma vez que o preparo da terra para plantio sem uso do fogo pode ser feito de forma manual, mas demanda grande quantidade de mão de obra que nem sempre a unidade familiar de produção pode suprir – implantar sistemas agroflorestais (com açaizeiros e cupuaçuzeiros como espécies principais); realizar manejo de açaizal; introduzir apicultura; bem como realizar procedimentos para enriquecer a capoeira (com cupuaçuzeiros), em suas unidades de produção familiar (COSTA, 2008).

Na falta de alguma informação necessária para a execução dos cenários, consultaram-se fontes secundárias, em busca de informações como produção de açaí sob manejo; dados de produção de cupuaçu; produção de mel no contexto da agricultura familiar etc. (BRANDÃO, 2007; CARVALHO, 2000; HOMMA, 2000; KATO et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2005; VENTURIERI, 1993).

3.2 - O custo de oportunidade do uso da terra tradicional e o valor do pagamento pelo Proambiente

Como pode ser observado pela Tabela 1, quando se analisam os dois primeiros anos dos cenários, considerando-se o valor da renda obtida para o uso da terra tradicional, o custo de oportunidade médio fica em torno de R\$ 2.450,00/ha/ano. Ou seja, o valor de pagamento proposto pelo Proambiente – R\$ 1.200,00/ano – seria insuficiente para, isoladamente e no curto prazo, induzir mudanças nos sistemas produtivos voltadas para o fornecimento de serviços ambientais. Conforme Wunder (2006a; 2007), se os custos de oportunidade do uso da terra desestimulado

forem mais altos do que o uso da terra incentivado, os programas de pagamentos por serviços ambientais provavelmente não serão uma compensação suficiente, alcançando eficiência limitada em incentivar o fornecimento de níveis maiores de serviços ambientais.

Ainda de acordo com a Tabela 1, ao se observar a renda proveniente da agricultura sem uso do fogo, considerando-se também o prazo de dois anos, seriam obtidos R\$ 2.594,00/ha/ano, valor superior não só à proposta do Proambiente, como também à renda obtida com o sistema de “derruba-e-queima”. Portanto, como a renda obtida com a mudança de uso da terra incentivada (redução do uso do fogo) gera níveis maiores de renda do que o sistema tradicional (“derruba-e-queima”), não teria sentido em implementar um esquema de pagamento por serviços ambientais na região. Saliente-se que, de modo a favorecer essa transição de uso da terra, deveriam ser asseguradas condições para que os agricultores familiares tivessem acesso à máquina responsável pela trituração da capoeira, pois o trabalho de remoção manual de capoeira é altamente demandante de mão de obra.

Tabela 1 – Renda líquida anual (R\$) estimada para o uso da terra tradicional e para os cenários propostos, para 1,0 hectare, ao longo de dez anos.

Cenários	Renda Líquida (R\$/ha/ano)										Valor presente da renda ^b
	Ano 1	Ano 2	Ano 3	Ano 4	Ano 5	Ano 6	Ano 7	Ano 8	Ano 9	Ano 10	
Uso da terra tradicional ¹	1.160,00	3.739,00	-	-	-	-	1.160,00	3.739,00	-	-	6.838,00
Agricultura sem fogo ^{1,2,3 e 4}	718,00	4.470,00	-	-	718,00	4.470,00	-	-	718,00	4.470,00	9.546,00
Sistemas Agro-florestais ^{1,2,3,4,5 e 6}	718,00	1.576,00	(69,00)	75,00	1.857,00	2.982,00	4.471,75	6.167,50	6.419,50	6.599,50	15.061,00
Manejo de açaizal ^{1 e 5}	1.700,00	1.700,00	1.700,00	3.400,00	3.400,00	3.400,00	3.400,00	3.400,00	3.400,00	3.400,00	17.048,00
Enriquecimento de capoeira ^{1,5 e 6}	(235,00)	1,00	145,00	397,00	757,00	1.333,00	1.945,00	2.197,00	2.377,00	2.377,00	5.220,00
Apicultura ^{1 e 7}	(938,00)	530,00	530,00	530,00	530,00	530,00	530,00	530,00	530,00	530,00	1.905,00
PSA ³	1.200,00	1.200,00	1.200,00	1.200,00	1.200,00	1.200,00	1.200,00	1.200,00	1.200,00	1.200,00	7.636,00

Nota: Agricultura tradicional: Anos 1 e 7: com “derruba-e-queima”, Anos 2 - 6 e 8 - 10: sem “derruba-e-queima”; Agricultura sem uso do fogo: Anos 1, 5 e 9: com trituração da capoeira, Ano 2 - 4, 6 - 8 e 10: sem trituração da capoeira. a) PSA: Pagamentos por serviços ambientais. Fonte: 1 – COSTA, 2008; 2 – BRANDÃO, 2007; 3 – HOMMA, 2000; 4 – KATO et al., 2006; 5 – NOGUEIRA et al., 2005; 6 – VENTURIERI, 1993; 7 – CARVALHO, 2000.

Por outro lado, observando-se a última coluna da Tabela 1, que traz o valor presente da renda para cada uso da terra considerado e para o pagamento por serviços ambientais, nota-se que, no longo prazo, exceto pelo enriquecimento da capoeira e pela apicultura, todas as alternativas de uso da terra são capazes de gerar um valor presente de renda acumulada maior do que no uso da terra tradicional. Isso significa que a adoção dessas alternativas poderia compensar o custo de oportunidade do uso da terra tradicional, considerando-se o período de dez anos. No caso da apicultura e do enriquecimento da capoeira, o valor presente da renda acumulada, no longo prazo, não compensa o custo de oportunidade do uso da terra tradicional, indicando que poderiam funcionar como usos da terra complementares para a agricultura familiar.

Portanto, agricultura sem uso do fogo, sistemas agroflorestais e manejo de açaizal

seriam capazes de gerar maiores níveis de renda no longo prazo e, exceto pela agricultura sem uso do fogo, propiciariam maior estabilidade de renda com o decorrer dos anos. Contudo, a adoção de sistemas agroflorestais e introdução de manejo de açaí poderiam encontrar obstáculos difíceis de serem transpostos por agricultores familiares, representados pelos investimentos iniciais característicos da implementação desses usos da terra alternativos (DUBOIS, 1996; FAO, 2007; PAGIOLA et al., 2004; SMITH et al., 1996).

A Tabela 2 mostra os custos estimados com a implantação e a manutenção de usos alternativos da terra, sem custos com mão de obra, considerada integralmente de origem familiar. Observa-se que o pagamento por serviços ambientais (R\$ 1.200,00/ano) seria suficiente para cobrir os custos de implantação dos sistemas de uso da terra, com exceção do primeiro ano da introdução da apicultura. No cômputo do pagamento por serviços ambientais, ao longo de dez anos, observa-se que R\$ 12.000,00 seriam mais do que suficientes para cobrir os custos de implantação dos usos da terra alternativos, favorecendo a transição para sistemas produtivos que fornecem maiores níveis de serviços ambientais.

Tabela 2 – Custos (R\$) estimados com a implantação e a manutenção dos usos da terra alternativos propostos, para 1,0 hectare, ao longo de dez anos.

Cenários	Custos (R\$/ha/ano)										
	Ano 1	Ano 2	Ano 3	Ano 4	Ano 5	Ano 6	Ano 7	Ano 8	Ano 9	Ano 10	Total
Agricultura sem fogo ^{1,2,3 e 4}	328,00	-	-	-	328,00	-	-	-	328,00	-	984,00
Sistemas Agro-florestais ^{1,2,3,4,5 e 6}	328,00	505,00	109,00	125,00	243,00	328,00	445,75	577,50	605,50	625,50	3.892,25
Manejo de açaizal ^{1 e 5}	100,00	100,00	100,00	200,00	200,00	200,00	200,00	200,00	200,00	200,00	1.700,00
Enriquecimento de capoeira ^{1,5 e 6}	235,00	39,00	55,00	83,00	123,00	187,00	255,00	283,00	303,00	303,00	1.866,00
Apicultura ^{1 e 7}	1.468,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.468,00

Fonte: 1 – COSTA, 2008; 2 – BRANDÃO, 2007; 3 – HOMMA, 2000; 4 – KATO et al., 2006; 5 – NOGUEIRA et al., 2005; 6 – VENTURIERI, 1993; 7 – CARVALHO, 2000.

Entretanto, a forma prevista para o pagamento por serviços ambientais no Proambiente – R\$ 100,00/mês – poderia se constituir numa dificuldade à introdução de usos da terra alternativos, pois o agricultor não contaria com capital para investir, por exemplo, na compra de mudas para os sistemas agroflorestais ou na aplicação de técnicas de manejo para a exploração de açaizal. Seria recomendado, portanto, que houvesse flexibilidade na forma de pagamento, com a possibilidade de que fosse realizado em parcelas únicas para algumas alternativas, aumentado ou reduzido para outras. Depois de superada a fase de transição para usos da terra alternativos, os pagamentos poderiam até ser descontinuados.

Pode-se observar também que, no caso do uso da terra tradicional e da agricultura sem uso do fogo, é necessário deixar a terra em pousio para permitir a recuperação do solo e a manutenção dos níveis de produtividade. Por outro lado, sistemas agroflorestais, manejo de açaizal, enriquecimento da capoeira e apicultura permitem que a mesma parcela de terra seja utilizada por períodos longos e, no caso dos

sistemas agroflorestais – exceto pelos quatro primeiros anos desde sua implementação –, e manejo de açai, são geradas rendas crescentes, com tendência à estabilização ao longo do tempo (DUBOIS, 1996; NOGUEIRA et al., 2005; SMITH et al., 1996). Exceto pela agricultura sem queima, todas as alternativas de uso da terra também possibilitam a comercialização de produtos diferentes daqueles produzidos no uso da terra tradicional, permitindo certa diversificação e diminuindo riscos para os agricultores, uma vez que vários produtos não são igualmente afetados por condições desfavoráveis. Além disso, os produtos ficam mais protegidos contra os efeitos de quedas de preço no mercado, que dificilmente atingem todos os produtos em um mesmo momento (DUBOIS, 1996; SMITH et al., 1996).

4 - PAGAMENTO VERSUS NÍVEL DE FORNECIMENTO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

Com relação ao nível de fornecimento de serviços ambientais, como mencionado anteriormente, o Programa Proambiente pretendia compensar os agricultores familiares por mudanças qualitativas relacionadas à redução do uso do fogo em seus sistemas produtivos. Esse mecanismo é geralmente adotado nos programas de serviços ambientais existentes em outros países: a remuneração procura compensar a mudança no sistema de produção, em vez de compensar proporcionalmente em função do nível de serviços ambientais fornecidos, cuja verificação de fato ainda não dispõe de métodos consensuais e consolidados (BÖRNER et al., 2007; BÖRNER et al., 2010; FAO, 2007; PAGIOLA et al., 2004; ROSA et al., 2004; WUNDER et al., 2005; WUNDER, 2006b; 2007).

Desse modo, pode-se dizer que o valor do pagamento ligava-se ao serviço ambiental “redução da inflamabilidade da paisagem”, sem vínculo claro e bem delineado com o nível de fornecimento dos demais serviços ambientais considerados pelo Programa (redução do desmatamento; absorção do carbono atmosférico; recuperação das funções hidrológicas dos ecossistemas; conservação e preservação da biodiversidade; redução das perdas potenciais de solos e nutrientes). Essa falta de clareza quanto ao delineamento dos serviços ambientais portava o risco de que seu fornecimento fosse nivelado por baixo, uma vez que, independentemente do tipo e da quantidade de serviços ambientais fornecidos pelo agricultor, o Programa Proambiente definia o pagamento de R\$ 100,00/mês. Por exemplo, um agricultor cumpridor de um PU e de um Acordo Comunitário que preconizassem a recuperação de áreas degradadas, a não-abertura de novas áreas para a implementação de sistemas produtivos, a redução do uso do fogo e a não-liberação de resíduos nas nascentes e nos igarapés, poderia ter sido diferenciado em relação a um agricultor que se propusesse apenas a reduzir o uso do fogo em seus sistemas produtivos.

Como observado por Pagiola e colegas (PAGIOLA et al., 2004; PAGIOLA, 2006), não se deve excluir a possibilidade de se desenvolverem novas abordagens, com o uso de pagamentos diferenciados para diferentes níveis de fornecimento de serviços ambientais que os usos da terra incentivados podem proporcionar, a fim de compensar de forma mais adequada os fornecedores de serviços ambientais. No caso do

Proambiente, a falta de diferenciação do pagamento poderia desestimular iniciativas dos agricultores na direção de adotar, cada vez mais, práticas que produzissem maiores níveis de serviços ambientais.

Por outro lado, inclusive pelas dificuldades e custos de se verificarem e diferenciarem os serviços ambientais produzidos por cada unidade de produção familiar, pagar o mesmo valor às famílias que se propõem a adotar práticas que mantenham e melhorem o fornecimento de serviços ambientais simplificaria o processo e poderia favorecer a equidade, que seria uma forma de conferir sustentabilidade social ao programa. Segundo FAO (2007), pagamentos fixos e baixos podem ser mais igualitários e apropriados a situações em que haja preocupações com equidade, o que normalmente ocorre quando os programas têm objetivos de suporte de renda, além dos ambientais, ou porque, do ponto de vista administrativo, seria muito custoso determinar taxas de pagamento específicas para os agricultores.

No caso em estudo, o Proambiente possuía preocupações sociais e de equidade e, desta perspectiva, os pagamentos poderiam ser justificados como forma de compensar os agricultores familiares não pelo serviço ambiental em si, mas, sim, pelos esforços empreendidos na adoção de usos da terra capazes de fornecer maiores níveis de serviços ambientais do que o uso da terra tradicional. Assim, o programa não se enquadrava como um esquema de pagamentos por serviços ambientais em seu sentido mais restrito, ou seja, voltado unicamente para fins conservacionistas (BÖRNER et al., 2007; KARSENTY, 2004, 2007; WUNDER, 2006a, 2006b). Seria preciso, contudo, avaliar se pagar o mesmo valor a todos os agricultores participantes de um programa de pagamentos por serviços ambientais poderia, de fato, favorecer a equidade, uma vez que o cumprimento dos compromissos assumidos envolveria esforços maiores ou menores por parte dos fornecedores de serviços ambientais. Também, deve-se considerar que agricultores que possuam maior nível de capitalização podem empreender esforços maiores para fornecer serviços ambientais e a compensação diferenciada em função do nível de serviços ambientais fornecido poderia reforçar inequidades preexistentes, o que é indesejado por políticas públicas tais como o Proambiente.

Ainda, deveria ser considerado que o fornecimento de serviços ambientais adicionais dependeria da substituição de fato do sistema de “derruba-e-queima” e não da complementaridade junto a usos da terra alternativos, podendo necessitar de mecanismos adicionais para verificação e controle de fugas. Ou seja, se o agricultor recebesse o pagamento para implementar, por exemplo, sistemas agroflorestais, mas não reduzisse o ritmo de abertura de áreas de vegetação para produzir cultivos anuais no sistema de “derruba-e-queima”, ocorreriam fugas e o fornecimento adicional de serviços ambientais seria reduzido. Assim, para assegurar o fornecimento de um mínimo adicional de serviços ambientais, provavelmente seria necessária alguma forma de controle para que o agricultor, além de se comprometer a adotar uma alternativa de uso da terra, evitasse realizar novas derrubadas. Esse controle poderia ser feito mediante processos de certificação rigorosos, com delimitação precisa quanto aos serviços ambientais fornecidos e verificação de possíveis fugas, em cada unidade de produção familiar.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O pagamento por serviços ambientais é um instrumento econômico que pode ser interessante para contribuir para a conservação ambiental, uma vez que busca incentivar a redução das ameaças ao fornecimento de serviços ambientais. Para sua implementação, é importante que seja avaliado o nível de incentivo necessário para que se promovam mudanças de uso da terra capazes de aumentar o nível de fornecimento de serviços ambientais, no que estimativas de custos de oportunidade com os quais se deparam as populações-alvo podem ser úteis.

Na situação avaliada neste artigo, o valor do pagamento proposto pelo Programa Proambiente seria insuficiente para cobrir o custo de oportunidade médio do uso da terra tradicional no curto prazo, indicando que o sistema de “derruba-e-queima” poderia não ser abandonado facilmente entre agricultores familiares com situação semelhante à dos pesquisados no Polo de Desenvolvimento do Rio Capim.

Ainda, a agricultura sem uso do fogo, prática incentivada pelo Proambiente, seria capaz de gerar renda maior do que o uso da terra tradicional, não justificando, portanto, a implementação de um esquema de pagamentos por serviços ambientais, de um ponto de vista estrito do instrumento econômico. Por outro lado, considerando as preocupações sociais e de equidade presentes no Proambiente, os pagamentos poderiam ser justificados como uma recompensa pelos esforços direcionados para mudanças de usos da terra capazes de fornecer maiores níveis de serviços ambientais do que o uso da terra tradicional.

Os usos da terra alternativos, além de fornecerem maiores níveis de serviços ambientais, também são benéficos aos agricultores, contudo, sua adoção encontra barreiras tais como falta de recursos para realizar os investimentos necessários à sua implementação. Assim, seria preciso considerar a possibilidade de se realizarem pagamentos de maneira a custear o período de transição do uso da terra tradicional para usos da terra capazes de fornecer maiores níveis de serviços ambientais e gerar maiores níveis de renda no longo prazo, como sistemas agroflorestais e manejo de açaí. Esses pagamentos poderiam até ser descontinuados após o estabelecimento dos sistemas de produção alternativos. Mesmo aqueles usos da terra cujas rendas no longo prazo não cobriram o custo de oportunidade do uso da terra tradicional, como enriquecimento de capoeira e apicultura, seriam capazes de gerar rendas complementares a outras rendas da agricultura familiar.

Além do incentivo econômico direto como o pagamento por serviços ambientais, poderiam ser consideradas outras formas de suporte no processo de adoção de usos da terra alternativos, como assistência técnica e extensão rural, necessárias para todos os usos da terra alternativos; políticas agrícolas que assegurassem acesso a mercados e preços mínimos; vias de escoamento de produção, entre outras melhorias, necessárias para a viabilidade e a sustentabilidade da agricultura familiar.

É importante que se busque entendimento detalhado da ligação do uso da terra com o fornecimento de serviços ambientais, a fim de se avaliar a pertinência de

compensar proporcionalmente esforços maiores ou menores por parte dos agricultores, na adoção de usos da terra capazes de fornecer maiores níveis de serviços ambientais, sem perder de vista a questão da equidade e cuidando para não reforçar inequidades já existentes por meio do recebimento de pagamentos.

Para recebimento dos pagamentos, devem ser avaliadas formas de garantir que o uso da terra desincentivado seja, de fato, substituído, e não permaneça como uma prática complementar a usos da terra alternativos, o que pode exigir o desenvolvimento de mecanismos de estabelecimento de compromissos e controle adicionais.

Ainda que tenha deixado de existir, o Proambiente permitiu o levantamento de aspectos importantes que podem ser aproveitados na formulação de esquemas de pagamentos por serviços ambientais futuros, notando-se que são necessários mais estudos sobre experiências de implementação desse instrumento econômico, a fim de investigar quais incentivos e de que forma eles são necessários para direcionar mudanças de usos da terra voltadas a um fornecimento maior de serviços ambientais, bem como o papel que esse instrumento pode desempenhar na sustentabilidade econômica das populações-alvo.

Referências Bibliográficas

ALIX-GARCIA, Jennifer; JANVRY, Alain de; SADOULET, Elisabeth; TORRES, Juan Manuel. *An assessment of Mexico's Payment for Environmental Services Program*. Roma: FAO, 2005.

BRANDÃO, Izabel Drulla. *Sistema Bragantino pode fazer um hectare render dez. Embrapa Amazônia Oriental*: Belém. Disponível em <<http://www.cpatu.embrapa.br/noticias/2007/agosto/4a-semana/sistema-bragantino-pode-fazer-um-hectare-render-dez>>. Acesso em 04 dez. 2007.

BÖRNER, Jan; MENDOZA, Arisbe; VOSTI, Stephen A. Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: interrelationships and policy prescriptions. *Ecological Economics*, 64 (2): 356-373, 2007.

BÖRNER, J., WUNDER, S., WERTZ KANOUNNIKOFF, S., TITO, M.R., PEREIRA L., NASCIMENTO N. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: scope and equity implications. *Ecological Economics*, 69(6): 1272-1282, 2010

CARVALHO, J. G. L. *Criação de abelhas: uma atividade rendosa*. Salvador: EBDA, 2000.

COSTA, Rosangela Calado. *Pagamento por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira*. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

DAVIDSON, Eric A.; SÁ, Tatiana Deane de Abreu; CARVALHO, Cláudio J. Reis;

FIGUEIREDO, Ricardo de Oliveira; KATO, Maria do Socorro A.; KATO, Osvaldo R.; ISHIDA, Françoise Yoko. An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia. *Eos Trans. AGU*, 88 (52): 1-29, 2007.

DENICH, M.; VIELHAUER, K.; KATO, M. S. de A.; BLOCK, A.; KATO, O.R.; SÁ, T. D. de Abreu; LÜCKE, W.; VLEK, P. L. G. Mechanized land preparation in forest-based fallow systems: The experience from Eastern Amazonia. *Agroforestry Systems*, 61: 91-106, 2004.

DENICH, Manfred; VLEK, Paul L. G.; SÁ, Tatiana D. de Abreu; VIELHAUER, Konrad; LÜCKE, Wolfgang. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 110 (1): 43-58, 2005.

DUBOIS, Jean C. L. Sistemas e práticas agroflorestais de maior importância para a Amazônia. In: *Manual agroflorestal para a Amazônia*. Rio de Janeiro: Instituto Rede Brasileira Agroflorestal (Rebraf). V. 1. Cap. 2, p. 30 – 169, 1996.

FALEIRO, Airton; OLIVEIRA, Luiz Rodrigues de. Proambiente: conservação ambiental e vida digna no campo. In: MAY, Peter H.; AMARAL, Carlos; MILLIKAN, Brent; ASCHER, Petra. (org.). *Instrumentos econômicos para o desenvolvimento sustentável na Amazônia brasileira*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 69-76.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). (2007). Paying farmers for environmental services. Roma: FAO. *FAO Agriculture Series n.º 38*. Disponível em <<http://www.fao.org/docrep/010/a1200e/a1200e00.htm>>, acesso em 08 jan. 2008.

FVPP (FUNDAÇÃO VIVER, PRODUZIR E PRESERVAR). Mapa dos municípios do Polo Rio Capim do Proambiente. Altamira: FVPP, 2009.

HOMMA, Alfredo. Em favor da farinha de mandioca. *Gazeta Mercantil*, São Paulo. 27 out. 2000. Disponível em <<http://negocios.amazonia.org.br/index.cfm?fuseaction=noticialImprimir&id=8007>>. Acesso 04 dez. 2007.

IBAMA (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS). *Certificação de serviços ambientais do Proambiente*. Brasília: MMA, 2005.

IBAMA (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS). *Um novo modelo de desenvolvimento rural para a Amazônia*. Brasília: MMA, 2006.

KARSENTY, A., SEMBRES, T., RANDRIANARISON, M. Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du Sud. Le salut par la déforestation évitée. *Tiers Monde*, 202 : 57-74, 2010.

KARSENTY, Alain. Des rentes contre le développement? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en développement* 32 (127): 61-74, 2004.

KARSENTY, Alain. Questioning rent for development swaps: new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use in tropical countries. *International Forestry Review*, 9 (1): 503-513, 2007.

KATO, M. S. A.; KATO, O. R.; DENICH, M.; VLEK, P. L. G. Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers. *Field Crops Research*, 62: 225-237, 1999.

KATO, O. R.; KATO, M. do S. A.; CARVALHO, C. J. R. de; FIGUEIREDO, R. de O.; CAMARÃO, A. P.; SÁ, T. D. de A.; DENICH, M.; VIELHAUER, K. Uso de agroflorestas no manejo de florestas secundárias, 2006. (Texto não publicado).

KOSOY, Nicolas; MARTINEZ-TUNA, Miguel; MURADIAN, Roldan; MARTINEZ-ALIER, Joan. Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*, 59 (1): 131-141, 2006.

LEWIS, J.; VOSTI, S.; ERICKSEN, P. J.; GUEVARA, R.; TOMICH, T. (eds.) *Alternatives to slash-and-burn in Brazil*. Nairobi: International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF), 2002. (Summary Report and Synthesis of Phase II)

MATTOS, Luciano. *Decisões sobre uso da terra e dos recursos naturais na agricultura familiar amazônica: o caso do Proambiente*. Tese (Doutorado). Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Campinas, 2010.

MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington (DC): Island, Press, 2005.

MENEZES, Ronei Sant'Ana. *A importância da Reserva Legal na geração de renda de pequenos produtores rurais: estudo de caso no Estado do Acre, Amazônia*. Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

MURADIAN, R., CORBERA, E., PASCUAL, U., KOSOY, N., MAY, P. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding Payments for ecosystems services. *Ecological Economics*, 69(6):1202-1208, 2010.

NOGUEIRA, Oscar Lameira; FIGUEIREDO, Francisco José Câmara; MÜLLER, Antônio Agostinho. (eds.) *Açaí*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2005.

PAGIOLA, Stefano; AGOSTINI, Paola; GOBBI, José; HAAN, Cees de; IBRAHIM, Muhammad; MURGUEITIO, Enrique; RAMÍREZ, Elías; ROSALES, Maurício; RUÍZ, Juan Pablo. *Pago por servicios de conservación de la biodiversidad en paisajes agropecuarios*. Washington (DC, EUA): World Bank, 2004. (Environment Department Paper, nº. 96).

PAGIOLA, Stefano. Payments for environmental services in Costa Rica. Washington (DC): World Bank. (MPRA Paper nº. 2010), 2006. Disponível em: <<http://mpra.ub.uni-muenchen.de/2010/>>. Acesso em: 08 jan. 2008.

PROAMBIENTE. *Proambiente*. Brasília, 2003a Disponível em: <http://www.gta.org.br/projetos_exibir.php?projeto=4>. Acesso em: 21 nov. 2004.

PROAMBIENTE. *Proposta definitiva da sociedade civil organizada entregue ao Governo Federal*. Brasília: MMA, 2003b. (Texto xerocopiado)

ROBERTSON, Nina; WUNDER, Sven. *Fresh tracks in the forest: assessing incipient payments for environmental services initiatives in Bolivia*. Bogor (Indonésia): CIFOR, 2005.

ROSA, Herman; BARRY, Deborah; KANDEL, Susan; DIMAS; Leopoldo. *Compensation for environmental services and rural communities: lessons from the America*. Massachusetts: University of Massachusetts – Political Economy Research Institute, 2004. (Working Paper Series, nº. 96)

SMITH, Nigel J. H.; FALESI, Ítalo C.; ALVIM, Paulo de T.; SERRÃO; Emmanuel Adilson. Agroforestry trajectories among smallholders in the Brazilian Amazon: innovation and resiliency in pioneer and older settled areas. *Ecological Economics*, 18: 15-27, 1996.

VENTURIERI, Giorgini Augusto. *Cupuaçu: a espécie, sua cultura, usos e processamento*. Belém: Clube do Cupu, 1993.

VOSTI, Stephen A.; WITCOVER, Julie; CARPENTIER, Chantal Line. *Agricultural intensification by smallholders in the Western Brazilian Amazon: from deforestation to sustainable land use*. Washington, D. C.: International Food Policy Research Institute (IFPRI), 2002. (Research report nº. 130).

WUNDER, Sven; THE, Bui Dung; IBARRA, Enrique. *Payment is good, control is better: why payments for environmental services in Vietnam have so far remained incipient*. Bogor (Indonésia): CIFOR, 2005.

WUNDER, Sven. *Pagos por servicios ambientales: principios básicos esenciales*. Bogor (Indonésia): CIFOR, 2006a. (Occasional Paper nº. 42)

WUNDER, Sven. Are direct payments for environmental services spelling doom for sustainable forest management in the Tropics? *Ecology and Society*, 11 (2): 23, 2006b.

WUNDER, Sven. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21 (1): 48-58, 2007.

NOTAS

- ¹ Serviços ambientais dizem respeito à associação entre ações antrópicas e a restauração e manutenção dos serviços disponibilizados pelos ecossistemas – os serviços ecossistêmicos, tais como regulação climática, regulação de fluxos hidrológicos, conservação da biodiversidade, sequestro e armazenamento de carbono, conservação e regeneração dos solos, ciclagem de nutrientes, entre outros, os quais proporcionam as condições e os processos que dão suporte à vida e, de maneira direta ou indireta, contribuem para a sobrevivência e o bem-estar humanos (FAO, 2007; MEA, 2005; ROBERTSON e WUNDER, 2005; WUNDER et al., 2005; WUNDER, 2006a; 2006b; 2007).
- ² Estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins e parte do Estado do Maranhão.
- ³ Correspondente a cerca de US\$ 122,00, em fevereiro de 2013.
- ⁴ Conhecida como Tritucap, conforme Denich et al., 2004; Denich et al., 2005; Kato et al., 2006.

Análise de instrumentos de mercado na gestão do corredor ecológico Chapecó, Santa Catarina, Brasil

Gisele Garcia Alarcon^{1*}; Marcos Aurélio Da-Ré²;
Shigueko Terezinha Ishiy Fukahori³

¹ Programa de Pós Graduação em Recursos Genéticos Vegetais,
Universidade Federal de Santa Catarina. giselegalarcon@yahoo.com

² Centro de Economia Verde, Fundação Certi. mda@certi.gov.br

³ Fundação do Meio Ambiente. shigueko@fatma.sc.gov.br

*autor para correspondência

Recebido em 12.12.2012

Aceito em 27.05.2013

ARTIGO

Resumo

No Brasil, os Corredores Ecológicos (CE) abrangem cerca de 2,6 milhões de km², incluindo Unidades de Conservação (UC), áreas privadas e uma grande diversidade sociocultural. No entanto, a implementação desses Corredores está voltada para as UCs, faltando políticas de gestão territorial com enfoque na valoração de ativos ambientais. Este artigo tem como objetivo discutir o modelo de pagamento por serviços ambientais (PSA) do CE Chapecó - SC, tendo em vista limitações e desafios para a participação social. Para tanto, descreveu-se o processo de criação do CE Chapecó e o modelo de PSA concebido. A adoção de um modelo privado de PSA pode resultar na priorização de grandes áreas florestadas, excluindo pequenos agricultores. Já um modelo de gestão pública ou mista possibilitaria a ampliação dos públicos-alvo do programa. O ingresso coletivo, o monitoramento participativo e um Conselho Gestor paritário, são outros aspectos fundamentais para garantir a participação social no programa.

Palavras-chaves: Corredores Ecológicos, Créditos de Conservação, Pagamento por Serviços Ambientais, Participação Social

Abstract

In Brazil, the Ecological Corridors (CE) cover about 2.6 million km², including Conservation Units (UC), private areas and a great social and cultural diversity. However, the implementation of these Corridors is normally based on the management of UCs. Policies of territorial management focused on the valuation of environmental assets are still missing. This article aims at discussing the payment for environmental services (PES) model developed for the CE Chapecó - SC, highlighting limitations and challenges for social participation. In this sense, it was described the CE Chapecó creation process and the PES model designed. The adoption of a private model for the PES program may result in the prioritization of large forested areas, excluding small farmers. While a public or mixed management model may expand the program target groups. Collective admission, participatory monitoring and an equivalent Management Council are other key aspects to ensure social participation in the Program.

Keywords: Ecological Corridors, Conservation Credits, Payment for Environmental Services, Social Participation

INTRODUÇÃO

Os Corredores Ecológicos consistem em uma estratégia mundial para compatibilizar conservação da biodiversidade e desenvolvimento local. No Brasil, os Corredores Ecológicos representam grandes extensões nos diferentes biomas brasileiros, cobrindo uma área de cerca de 2.680.000 km² (MMA, 2013). Comumente, esses Corredores são constituídos por diferentes categorias de áreas protegidas, por remanescentes naturais localizados em áreas privadas, e pela presença de diversas comunidades, sob diferentes níveis de urbanização. No entanto, a despeito da diversidade sociocultural e paisagística, grande parte das ações de implementação estão voltadas para a gestão de Unidades de Conservação localizadas em suas áreas de abrangência (Semegheni et al., 2008; Pinho et al., 2008), faltando políticas e/ou programas com enfoque na gestão territorial, tendo em vista o desenvolvimento de mecanismos de valoração dos serviços ambientais que abranjam os Corredores Ecológicos como um todo. A discussão sobre novos mecanismos de valoração de serviços ambientais numa escala territorial pode contribuir para a construção de novos modelos de gestão para os Corredores Ecológicos brasileiros.

O debate sobre Corredores Ecológicos teve início nos anos 1980, estimulado pelo aumento expressivo da fragmentação dos ecossistemas e pela discussão em torno do paradigma das ilhas de biodiversidade (Simberloff & Abele, 1976; 1982). Na década seguinte, a Resolução CONAMA 09 (CONAMA, 1996) definiu legalmente pela primeira vez o conceito de Corredor Ecológico. No entanto, foi a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, que regulamentou o conceito mais atual adotado no Brasil (Brasil, 2000).

Segundo a Lei do SNUC, Corredores Ecológicos consistem em “porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando Unidades de Conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das Unidades individuais” (Brasil, op cit., p. 09).

As primeiras iniciativas brasileiras de implementação de Corredores Ecológicos estão associadas ao Projeto Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil, desenvolvido no âmbito do Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais (PPG7). Embora o projeto tenha sido concebido em 1997, apenas em 2002 teve início o seu primeiro período de implementação (Ayres et al., 2005).

Na última década, dezenas de Corredores Ecológicos foram criados, totalizando atualmente 24 (MMA, 2013). Não obstante, a implementação de grande parte desses Corredores permanece incipiente. Em Santa Catarina, no ano de 2010, foram criados os primeiros Corredores Ecológicos (CE) do Estado, CE Chapecó e CE Timbó, na região de Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) (Santa Catarina, 2010a). Juntos, eles totalizam 10% da área do Estado. Estes Corredores estão sob responsabilidade da Fundação do Meio Ambiente (FATMA), que esta-

beleceu um plano de gestão cujo foco principal está na conservação dos remanescentes florestais localizados em áreas privadas (SDS, 2009). Para garantir a conservação dos remanescentes existentes e a recuperação de áreas estratégicas, o modelo de gestão concebido está pautado no desenvolvimento de um mecanismo de pagamento por serviços ambientais (PSA) baseado na captação de recursos no mercado.

Embora políticas de PSA sejam relativamente recentes no Brasil, diversos estados já regulamentaram leis específicas e apenas na Mata Atlântica são mais de 80 projetos de PSA em andamento. O tipo de mercado mais comumente utilizado em tais programas de PSA é o mercado voluntário de carbono (Guedes & Seehusen, 2011).

No caso dos Corredores Ecológicos de Santa Catarina, pretende-se utilizar o mecanismo de PSA em uma escala da paisagem, procurando ampliar a escala atual de grande parte dos programas em desenvolvimento, especialmente no âmbito do bioma Mata Atlântica. O uso de mecanismos de mercado como forma de ampliar a escala do programa está pautado nos modelos de compensação ambiental adotados nos Estados Unidos, Inglaterra e Austrália (Kate et al., 2004; Bayon, 2008; Mckenney & Kiesecker, 2010). Tais modelos refletem uma estratégia de desenvolvimento que procura incorporar as externalidades negativas ou compensar as perdas ambientais, por meio de mecanismos de mercado. Não obstante, diversos autores salientam as lacunas e limitações dos modelos existentes e dos riscos que esses podem representar para os interesses de pequenos agricultores e populações menos favorecidas (Karsenty, 2007; Corbera et al., 2007; Burgin, 2008; Kosoy et al., 2010; Mcafee, 2012).

Este artigo tem como objetivo descrever o processo de criação do Corredor Ecológico Chapecó, destacando a rede de atores sociais e os principais conflitos encontrados, e o modelo de PSA desenvolvido para sua implementação. A partir destas informações, discutimos as principais limitações e desafios para a ação coletiva na gestão do modelo de PSA concebido. O estudo de caso apresentado possui grande relevância no contexto sul brasileiro, por abranger importantes remanescentes da Floresta com Araucária, assim como uma ampla diversidade sociocultural.

O CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ

PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS

O CE Chapecó foi criado por meio do Decreto Estadual nº 2.957 em janeiro de 2010 (Santa Catarina, 2010a). Está situado na região oeste de Santa Catarina e seus limites coincidem com os da sub-bacia dos rios Chapecó e Chapecozinho, na porção a montante da bacia hidrográfica do rio Chapecó. Com cerca de 5 mil km² de extensão, abrange 23 municípios, 3 Unidades de Conservação de Proteção Integral e 2 Terras Indígenas (Figura 1).

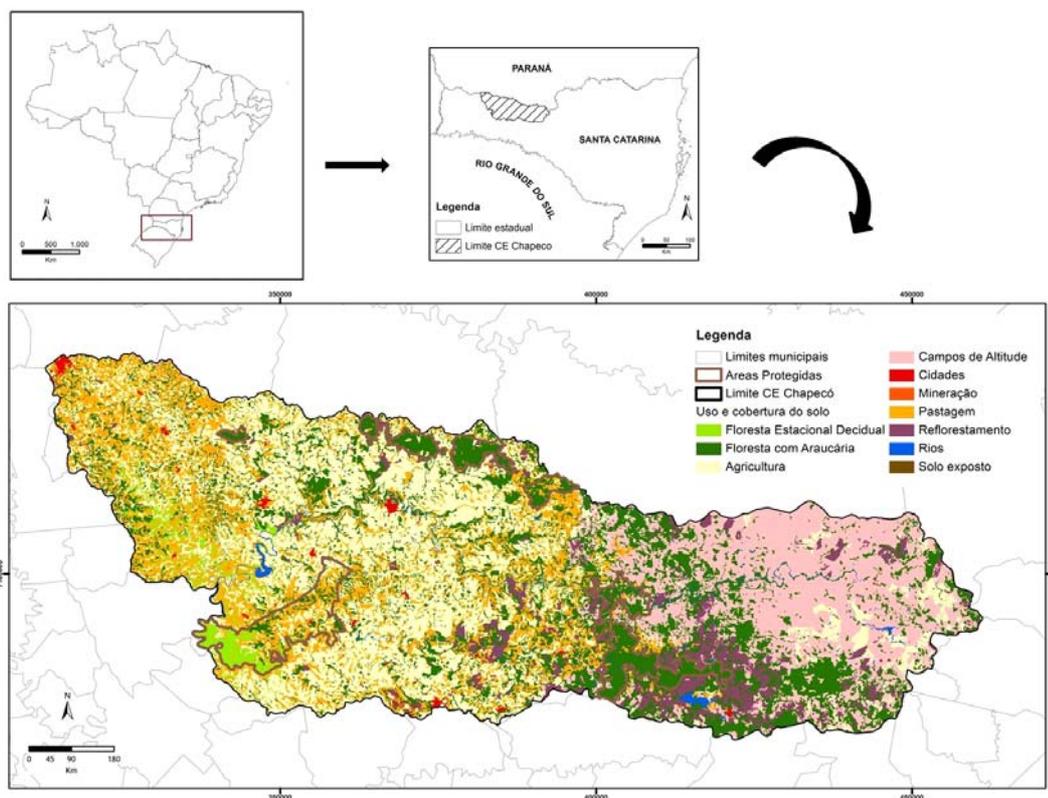


Figura 1: Localização do Corredor Ecológico Chapecó, SC.

Fonte: FATMA, 2009

A bacia hidrográfica do rio Chapecó abastece uma série de atividades agropecuárias. Na porção à jusante, possui um dos maiores rebanhos de bovinos, suínos e aves e a maior produção de leite do estado (CEPA, 2010). A região também concentra o maior número de assentamentos da Reforma Agrária em Santa Catarina. Os primeiros assentamentos tiveram início ainda nos anos 1980 e atualmente somam cerca de 2500 famílias. Nas Terras Indígenas Xaçupé e Palmas encontram-se aproximadamente 5500 habitantes das etnias Kaingang.

HISTÓRICO DE CRIAÇÃO

O planejamento do CE Chapecó foi desenvolvido no âmbito do Programa de Recuperação Ambiental e Apoio ao Pequeno Produtor Rural (Projeto Microbacias 2), por meio do Subcomponente Corredores Ecológicos e Unidades de Conservação, sob responsabilidade da FATMA. O Projeto Microbacias 2 foi financiado pelo Governo do Estado e pelo Banco Mundial, entre os anos de 2002 e 2008, e teve como principal objetivo aliviar a pobreza no meio rural e promover ações de melhoria e conservação do meio ambiente.

No âmbito do Subcomponente Corredores Ecológicos e Unidades de Conservação, duas áreas prioritárias para criação de Corredores Ecológicos foram definidas: as bacias hidrográficas do rio Timbó e a do rio Chapecó.

Durante três anos (2007 a 2009) a FATMA, por meio de contratação específica,

desenvolveu estudos técnicos e realizou consultas e oficinas locais com representantes de diferentes instituições para a definição do desenho e elaboração do Plano de Gestão dos CEs Chapecó e Timbó. A promulgação oficial do decreto de criação do CE Chapecó saiu em janeiro de 2010. Em 2011, a finalização das negociações para execução do Programa Santa Catarina Rural (continuidade do Projeto Microbacias 2) com recursos do Governo do Estado e do Banco Mundial, garantiram parte dos recursos para sua implementação.

ATORES SOCIAIS E PRINCIPAIS CONFLITOS DE INTERESSE

A COMPLEXA TEIA DE ATORES SOCIAIS DO CE CHAPECÓ

Para a elaboração do Plano de Gestão do CE Chapecó e discussão de seu modelo de gestão, diversos setores sociais locais foram envolvidos: sindicatos de trabalhadores e de produtores rurais, Movimento dos Trabalhadores Sem Terra (MST), Cooperativa dos Trabalhadores da Reforma Agrária de Santa Catarina (Cooptrasc), secretarias municipais de meio ambiente e de agricultura, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), ONGs locais, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, FATMA, Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), Fundação Nacional do Índio (FUNAI), entre outros.

O Corredor Ecológico foi dividido em cinco regiões socioeconômicas, que correspondem a áreas com predominância de determinadas atividades produtivas e perfis de produtores (Figura 2). Os cartogramas destacados na figura 2 refletem a importância e predominância das atividades produtivas identificadas por região socioeconômica.

No caso das regiões socioeconômicas com predominância de agricultura familiar, destacam-se dois grupos: a agricultura familiar tradicional e a de assentamentos. A primeira delas indica áreas com a predominância de agricultores familiares que vivem na região há algumas gerações. A terra é privada e foi adquirida pelo proprietário por meio de empréstimos bancários ou repassada como herança. A área média da propriedade é de 30 hectares (Alarcon, dados não publicados). No segundo caso, as propriedades pertencem ao INCRA e os agricultores familiares foram instalados na região por meio da Reforma Agrária. As propriedades possuem um tamanho médio de 14 hectares (Cooptrasc, com. pess).

A região socioeconômica com predominância de agricultura patronal de grãos destaca-se pela grande extensão de terras privadas onde a soja, o trigo e o feijão constituem as principais lavouras anuais. O plantio é feito em sistema de rotação e a agricultura é mecanizada. O tamanho médio das terras é de 580 hectares (Alarcon, dados não publicados).

A região socioeconômica de pecuária patronal de corte é predominante na área de Campos de Altitude. Tradicionalmente essas terras foram adquiridas por pecuaristas

vindos principalmente do Paraná. A pecuária mostrou-se como a atividade mais adequada para a região, pois exigia pouca mão de obra e baixo investimento. Não obstante, nos últimos 15 anos o setor enfraqueceu e os pecuaristas vêm convertendo suas propriedades em monocultura de pinus, batata ou soja, e em plantios perenes de uva e maçã (Karam & Araújo, 2007).

A região socioeconômica com predominância de silvicultura é a mais diversificada, com pequenos, médios e grandes produtores, cuja a principal atividade é o plantio de pinus. No caso dos pequenos produtores, a produção de pinus está vinculada a um sistema de integração com grandes empresas de reflorestamento (Karam & Araújo, op cit.).

O PROCESSO PARTICIPATIVO E PRINCIPAIS CONFLITOS DE INTERESSE

Durante os três anos de planejamento do CE Chapecó foram realizadas 3 oficinas participativas, 2 *workshops* técnicos e 15 reuniões de articulação setorial (FATMA, 2009). As etapas do trabalho seguiram a estrutura apresentada no diagrama abaixo (figura 3).

Durante a etapa de inserção socioambiental, os principais conflitos levantados estavam relacionados à legislação ambiental e à repressividade da fiscalização. A falta de incentivos fiscais para conservação ambiental e políticas públicas dissociadas

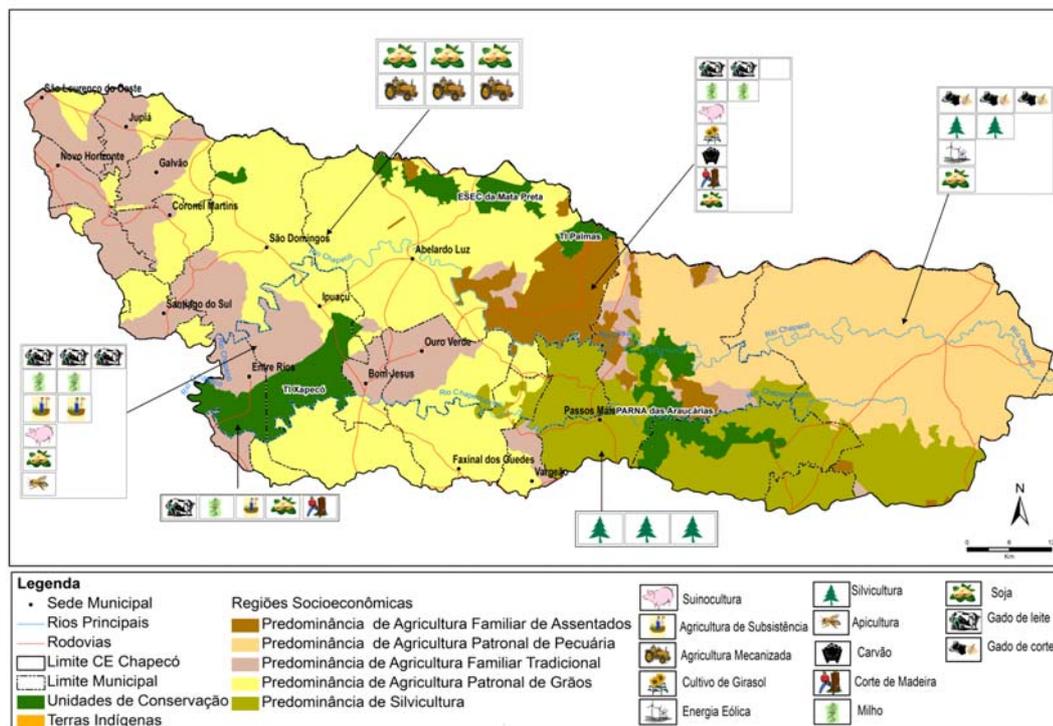


Figura 2: Regiões socioeconômicas do Corredor Ecológico Chapecó, SC.
Fonte: Karam & Araújo (2007)

também foram apontadas como fatores determinantes para a falta de interesse dos proprietários pela manutenção de áreas naturais em suas propriedades. A demanda por uma “compensação” financeira para o agricultor pela conservação ambiental foi um discurso comum entre todos os setores (SOCIOAMBIENTAL, 2009; FATMA, 2009).

Questões relacionadas à titularidade da terra e a uma possível dificuldade de compensação por conservação ou recuperação florestal foram levantadas apenas pelos representantes do MST. Neste caso, as terras cedidas aos proprietários pertencem ao Estado e o interesse sobre como e para quem os recursos devem ir mostraram-se divergentes. Enquanto o MST defende que os recursos de uma possível remuneração pela conservação ou recuperação florestal sejam destinados ao assentado, o INCRA/SC defende que tais recursos sejam repassados para a instituição, para cobrir os custos com a recuperação e cercamento das Reservas Legais e APPs.

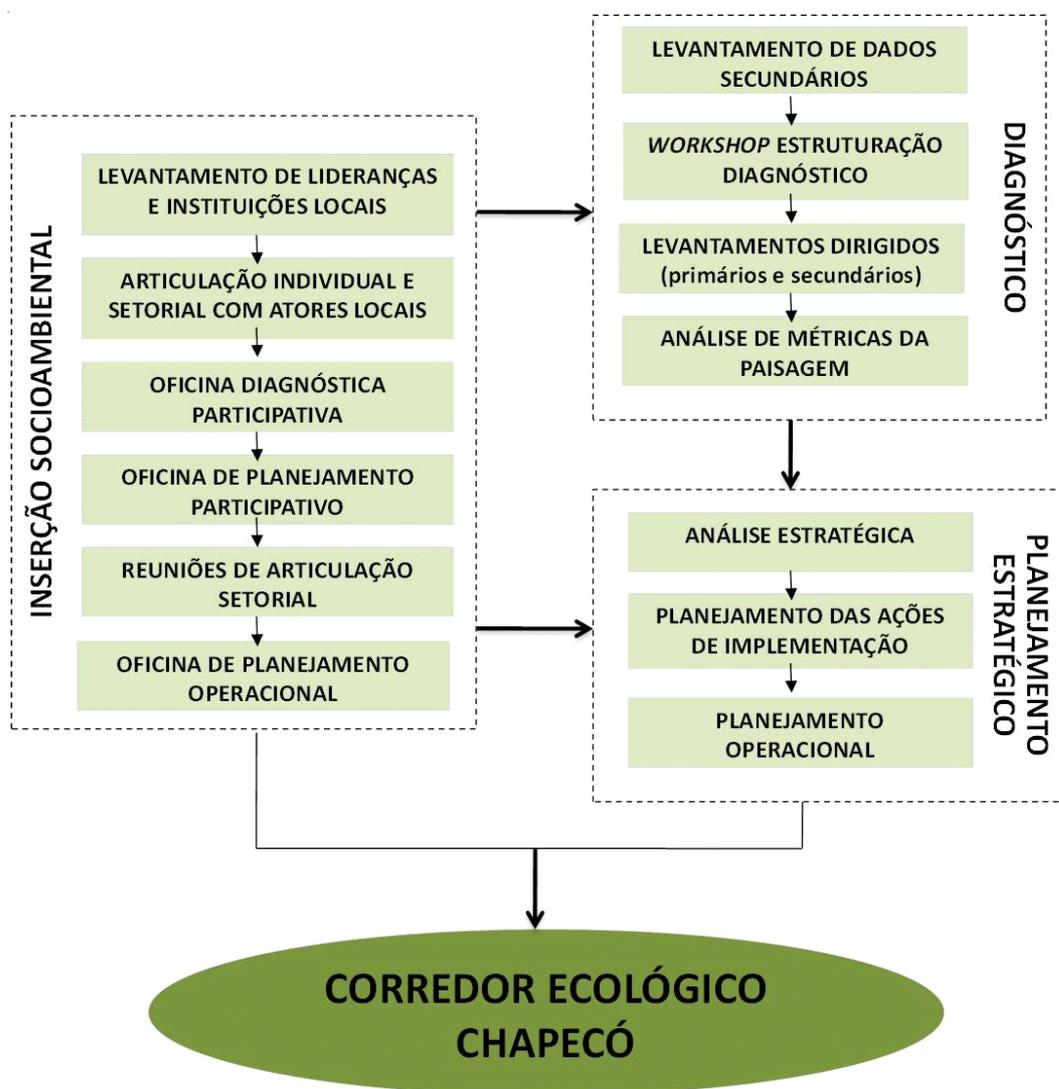


Figura 3: Etapas do planejamento participativo do CE Chapecó-SC. Fonte: FATMA (2009)

Quanto às Terras Indígenas, as principais dificuldades associadas ao pagamento por serviços ambientais são similares. Um agravante é o fato de que a transferência direta de recursos financeiros pode não representar a estratégia mais adequada, como destacado durante as oficinas. Neste caso, seria necessário realizar consultas e negociações em longo prazo, com objetivo de se estabelecer uma ferramenta adequada para os indígenas.

No que tange aos grandes produtores, o custo de oportunidade foi destacado como um critério fundamental para a adesão do setor em ações de compensação financeira pela conservação ambiental. A alta produtividade da soja na região chega a gerar a colheita de 60 sacas de soja por hectare, o que equivale a R\$ 4.080,00/hectare bruto (valores de referência para julho de 2012).

Tendo em vista a diversidade de atores, os conflitos e as demandas encontradas, a FATMA construiu um modelo de gestão para o CE Chapecó baseado na criação de mecanismos de valoração dos ativos ambientais da região. A apresentação desse modelo e posterior discussão com os setores locais foram bem aceitas. No entanto, a maior parte das ações está apenas iniciando. No item abaixo descrevemos o modelo de gestão desenvolvido. As limitações e desafios para a ação coletiva na implementação desse modelo são discutidos posteriormente.

INCORPORANDO O PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS À GESTÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ

Estabeleceu-se como principal objetivo do CE Chapecó “desenvolver e implementar um modelo de valorização e alavancagem de florestas nativas (e outros ambientes naturais) como ativos ambientais, promovendo a manutenção e melhoria da permeabilidade da paisagem” (FATMA, 2009, p.07). Para tanto, definiu-se como objetivos específicos: conservação de remanescentes íntegros, melhoria da permeabilidade da paisagem, conservação de remanescentes manejados e recuperação de áreas estratégicas de conexão entre fragmentos.

Para promover a valorização dos ativos ambientais do CE Chapecó, a FATMA propôs a criação de um Sistema de Créditos de Conservação (SICC), que deve atuar no âmbito dos dois Corredores Ecológicos. Esta proposta, desenvolvida durante a elaboração do Plano de Gestão do CE Chapecó, foi contemplada no Programa Santa Catarina Rural¹ e será implementada entre os anos de 2012 e 2016, com recursos do Banco Mundial e do Governo do Estado de Santa Catarina (FATMA, op cit.).

O SICC constitui um modelo de PSA baseado em mecanismos de mercado. O Sistema está vinculado à comercialização de créditos de conservação, que correspondem a títulos lastreados em áreas públicas e privadas de florestas conservadas, florestas em processo de recuperação ou ainda em mudanças de atividades agrícolas



para práticas menos danosas ao ambiente. Os créditos de conservação podem ser comercializados e implicam em responsabilidades e compromissos ambientais aos proprietários rurais.

O principal objetivo do SICC é criar um mecanismo que consiga comercializar uma cesta de serviços ambientais, com o foco principal em qualidade e disponibilidade hídrica, estoque e sequestro de carbono e manutenção da biodiversidade. No modelo proposto, provedores e beneficiários devem ser articulados via o SICC, que deverá buscar recursos no mercado para o pagamento de provedores pela manutenção de serviços ambientais. Além de buscar provedores e beneficiários, o SICC será responsável pela gestão financeira, realização de contratos, suporte técnico para produtores rurais, divulgação e monitoramento dos contratos.

O modelo do SICC foi inspirado nos mercados de compensação ambiental dos EUA, Austrália e alguns países europeus. Este mercado movimentava entre US\$ 2.4 e US\$ 4 bilhões anualmente e coloca a cada ano cerca de 180 mil hectares de área sob algum regime de conservação (Madsen et al., 2010). Segundo os autores, esses mercados vêm se diferenciando e crescendo significativamente e incluem uma série de mecanismos, tais como: créditos de biodiversidade, bancos de áreas, compensação de habitat pesqueiro e muitos outros. Ainda assim, o SICC também se espelha nas tendências do mercado voluntário de carbono e no mercado do REDD+ (redução de emissões por desmatamento e degradação florestal) na esfera nacional.

A personalidade jurídica do SICC (público, privado ou misto), ainda está em discussão. A definição da personalidade jurídica vai vir acompanhada de uma análise de mercado, com o objetivo de dar sustentação econômica ao modelo de gestão desenvolvido.

Nos EUA, sistemas privados de gestão de créditos de conservação ou mecanismos similares possuem mercados relativamente sólidos (Kate et al., 2004; Bayon, 2008). Entretanto, sua eficácia tanto do ponto de vista ambiental como social é questionada por diversos autores (Karsenty, 2007; Burgin, 2008; Kiesecker et al., 2009). Dentre os modelos de gestão pública de programas de PSA destacam-se o da Costa Rica e o do México. Nesses países, a gestão dos programas é pública, mas ambos buscam recursos financeiros no mercado para complementar os recursos públicos destinados aos programas nacionais de PSA (Zbinden & Lee, 2005; Kosoy et al., 2008).

O PROGRAMA PILOTO

Para dar início ao SICC, o Banco Mundial, no âmbito do Programa SC Rural, implantou um capital semente de US\$ 500 mil no Fundo de Desenvolvimento Rural, da Secretaria de Agricultura do Estado de Santa Catarina. Este recurso, administrado pela FATMA, tem como objetivo dar início ao mercado dos créditos de conservação.

Neste modelo, o capital semente dá início à comercialização dos créditos de conservação como um programa piloto. O Programa SC Rural prevê a inclusão de 950

hectares de floresta no modelo de PSA com recursos do capital semente, durante 3 anos. Após o término dos recursos do capital semente, o SICC deverá dar seguimento à comercialização dos créditos de conservação a partir da busca de recursos no mercado.

Durante o programa piloto de PSA serão priorizadas propriedades rurais com estoque incremental florestal (propriedades com áreas de floresta superior à área de Reserva Legal e APPs somadas) situadas na região socioeconômica de agricultura familiar tradicional. Após a finalização dos recursos do capital semente e início de funcionamento do SICC, outras modalidades de PSA estão previstas e são apresentadas mais adiante (FATMA, 2009).

Os agricultores familiares beneficiados pelo PSA com recursos do capital semente participarão do programa com apenas três hectares, até que o SICC esteja estruturado e possa expandir as áreas do Programa. O valor previsto para cada crédito (inicialmente correspondente a um hectare de floresta preservada excedente à área de Reserva Legal e APP somadas) será de R\$ 350,00/hectare/ano, seguindo os critérios da Lei Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais² (Santa Catarina, 2010b).

O Cadastro de Áreas

Além do capital semente, o SICC conta com a implantação de um Cadastro de Áreas de Estoque Incremental Florestal (CADEF), que incluirá informações georreferenciadas sobre áreas florestadas, áreas de Campos de Altitude e áreas potenciais para recuperação florestal. O CADEF funcionará como um banco de dados com informações sobre as áreas que integram e áreas potenciais para integrar o SICC. Tais informações também serão utilizadas para o monitoramento dos projetos implantados. O CADEF será gerenciado pela FATMA, mas as informações coletadas serão alimentadas e disponibilizadas para o SICC.

O Monitoramento

O monitoramento das atividades implantadas pelo SICC será feito pelo próprio Sistema, em parceria com o escritório regional da FATMA. Está prevista a realização de três métodos distintos: monitoramento *in situ*, monitoramento da evolução do uso e cobertura do solo, e monitoramento de espécies bioindicadoras.

O monitoramento *in situ* será feito por meio de sorteios trimestrais. Esta estratégia tem como objetivo avaliar o andamento da implementação do Programa de PSA no nível das propriedades, tendo como instrumento principal o acompanhamento dos contratos.

O monitoramento da evolução do uso e cobertura vegetal a partir de imagens de satélite será realizado a cada cinco anos. Em 2005, a FATMA realizou o mapeamento do uso e cobertura do solo para Santa Catarina. Este mapa será a linha de base (FATMA, 2009).

O monitoramento de espécies bioindicadoras será realizado a cada cinco anos a partir da metodologia de avaliação ecológica rápida (AER). Em 2008 a FATMA realizou uma AER em 33 pontos distribuídos no CE Chapecó (SOCIOAMBIENTAL, 2008). Tais informações compõem a linha de base de biodiversidade do Programa e serão utilizados para o monitoramento de espécies bioindicadoras.

Todas as ações do SICC serão supervisionadas pela FATMA e pelo Conselho Gestor do CE Chapecó. O Conselho Gestor (em processo de criação) deverá ter um papel central na avaliação da implementação do SICC na área de abrangência do CE Chapecó. Embora o SICC ainda não esteja estruturado e possa ter uma personalidade jurídica privada, um dos princípios norteadores para a sua estruturação é que o planejamento e as suas ações sejam acessíveis a essas instituições (Conselho Gestor e FATMA), garantindo o alcance dos objetivos do CE Chapecó de maneira eficiente e equitativa. O papel do Conselho Gestor será acompanhar as ações do SICC, dar apoio na escolha de áreas prioritárias anualmente para inclusão e manutenção no Programa, dar visibilidade às demandas de agricultores e instituições locais e, junto à FATMA, avaliar o andamento das ações previstas (FATMA, 2009). A estrutura do SICC com seus principais mecanismos de gestão estão apresentados na figura 4.

Práticas elegíveis no SICC

O SICC deverá ampliar o público-alvo do programa de PSA. Enquanto o Programa Piloto com recursos do capital semente tem como foco principal agricultores familiares tradicionais, o SICC deverá incluir no Programa os demais produtores.

As práticas que serão remuneradas pelo SICC incluem:

- Conservação florestal em forma de excedente (remanescentes situados além das APPs e de Reserva Legal como no programa piloto);
- Recuperação de Reserva Legal em sistemas agroflorestais para pequenos produtores ou restauração de Reserva Legal para médios e grandes produtores (Brasil, 2012);
- Recuperação de APPs para médios e grandes produtores rurais;
- Recuperação de APPs com sistemas agroflorestais (Brasil, 2012);
- Implantação de sistemas silvopastoris;
- Implantação de um sistema de pastagem conservacionista nos Campos de Altitude;
- Melhoria do sistema produtivo incluindo as seguintes atividades: redução ou cessão do uso de insumos químicos e implantação de medidas que coíbam a degradação de formações florestais em áreas prioritárias.

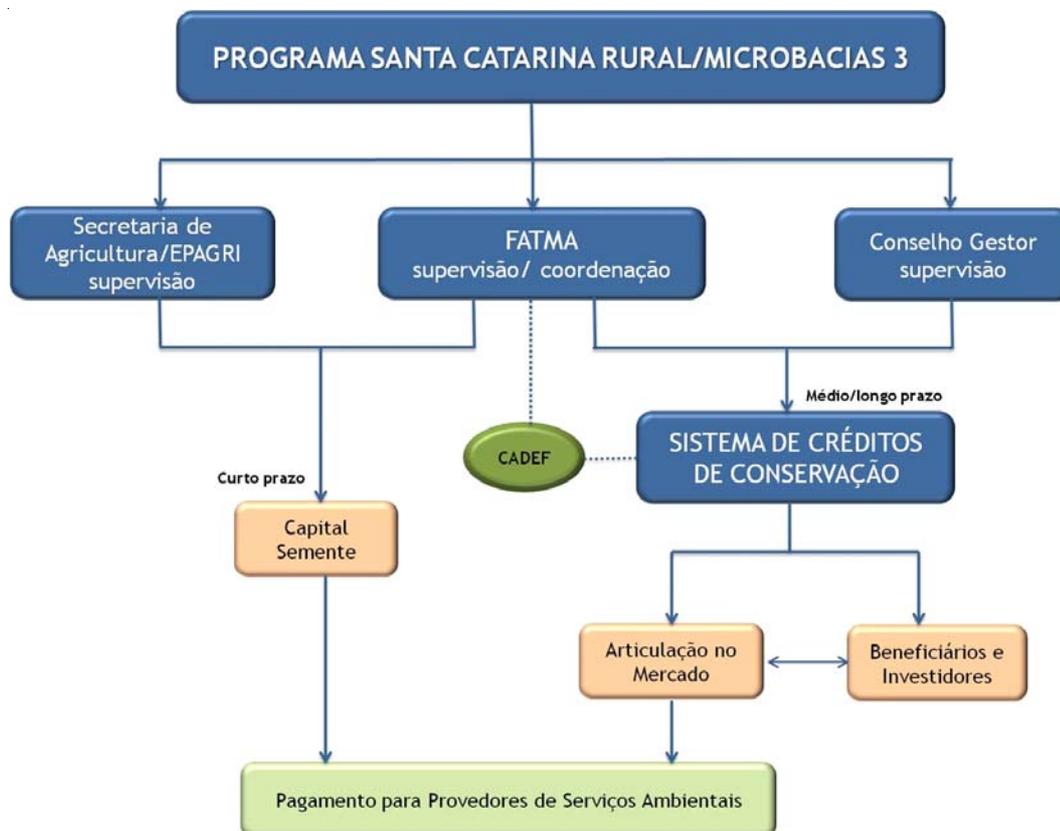


Figura 4: Organograma com as relações do SICC
Fonte: FATMA (2010)

O valor máximo a ser pago por hectare/ano será para a conservação florestal de áreas de estoque incremental florestal (R\$350,00/ha/ano). O valor das demais atividades será ajustado conforme sua relevância para conservação, valor e recursos obtidos no mercado. Os critérios de relevância das atividades produtivas devem seguir os modelos adotados em outros programas de PSA no Brasil, como o do Distrito Federal (Chaves, 2010).

A participação dos produtores rurais seguirá critérios de elegibilidade, a saber:

- Participação voluntária, tendo como agente mobilizador a associação de microbacias nas áreas de agricultura familiar; e secretarias de agricultura no caso de produtores patronais;
- Participantes deverão ter a Reserva Legal averbada, quando a modalidade de inclusão no sistema de PSA não for a restauração de Reserva Legal. Caso contrário, receberão suporte técnico da FATMA para averbação;

- Titularidade da terra, reconhecida em cartório ou posse comprovada;
- Elaboração de contrato por tempo determinado, podendo ser renovado, desde que os critérios estabelecidos tenham sido cumpridos;
- Recursos recebidos pelo programa de PSA não serão rubricados;
- Os participantes deverão se sujeitar ao monitoramento dos contratos e no caso de descumprimento do ato haverá suspensão do pagamento e penalidade ao participante.

A expectativa é que o modelo do SICC dê escala ao PSA no âmbito do CE Chapecó e que, posteriormente, possa atender também outras áreas prioritárias em Santa Catarina, conforme indicação da Lei Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais (Brasil, 2012).

Fontes de Aporte de Recursos

Um dos principais gargalos em programas de PSA é a continuidade de recursos financeiros para manutenção das atividades previstas e discutidas junto às comunidades participantes. A suspensão de recursos financeiros pode gerar efeitos perversos, contrariando os objetivos que levaram à criação do programa (Veríssimo et al., 2002; Pagiola et al., 2004; Wunder, 2005).

A estruturação do SICC conta com um estudo detalhado da relação oferta e demanda de mercado (de serviços) para a manutenção dos pagamentos por serviços ambientais em uma escala de 20 anos (FATMA, 2009). Embora este estudo ainda esteja em andamento, algumas fontes potenciais foram discutidas nas reuniões de articulação setorial durante o processo de criação do CE Chapecó.

Na escala local e regional, por exemplo, serviços de provisão e qualidade da água podem ser financiados por diferentes fontes de recursos, que vão desde as companhias de abastecimento de água e agroindústrias interessadas na manutenção da provisão de recursos hídricos, até o Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FEHIDRO), sob responsabilidade da Secretaria de Desenvolvimento Econômico Sustentável de Santa Catarina (SDS). Para outros serviços, como manutenção da biodiversidade e carbono, outros fundos estaduais podem aportar recursos no SICC, desde que as modalidades do programa de PSA atendam aos requisitos legais estabelecidos na regulamentação de tais fundos.

A Política Estadual de PSA, promulgada em 2010, (Santa Catarina, 2010d) estabelece o Fundo Estadual de PSA (FEPSA), cujos recursos financeiros são oriundos da taxa de fiscalização ambiental, sob gestão da FATMA; do Fundo Especial do Petróleo; da cota parte da SDS referente à compensação financeira pela exploração de recursos minerais em Santa Catarina; além de dotações orçamentárias e doações. No âmbito desta Política, são estabelecidos três subprogramas: Unidades de Conservação, Formações Vegetais e Água. Os públicos-alvo favorecidos incluem pequenos agricultores,

populações tradicionais, proprietários de Reservas Particulares do Patrimônio Natural e outros proprietários rurais que atendam aos critérios dos subprogramas. Os Corredores Ecológicos são considerados áreas prioritárias dentro dos Subprogramas Formações Vegetais e Unidades de Conservação (Santa Catarina, 2010d). Embora o FEPSA ainda não esteja regulamentado, o aporte de recursos no SICC para a região dos Corredores Ecológicos já vem sendo discutido entre a SDS e a FATMA.

Outro Fundo Estadual que também pode aportar recursos no SICC, mas exclusivamente com o foco no serviço ambiental relacionado ao carbono, é o Fundo Estadual de Mudanças Climáticas (FMUC). O FMUC, sob responsabilidade da SDS, tem como principal objetivo dar suporte financeiro à Política Estadual de Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Sustentável de Santa Catarina. Por meio do Programa de Conservação Ambiental, esta política pretende dar apoio financeiro a atividades que incluem a proteção do estoque de carbono a partir do desmatamento evitado e o incentivo à recuperação de áreas degradadas por meio de práticas de reflorestamento. Em ambos os casos, tais atividades são coincidentes com as previstas pelo SICC. O FMUC foi regulamentado em 2010 (Santa Catarina, 2010e), embora ainda não esteja ativo. Neste sentido, os três Fundos Estaduais (FEHIDRO, FEPSA e o FMUC) podem apoiar o SICC, tornando a sua fonte de recursos mista e menos dependente de recursos privados, assim como observado no México e Costa Rica.

Na escala nacional e global, outras fontes potenciais de recursos incluem: empresas interessadas em neutralização de carbono, em servidão ou compensação florestal, além do mercado voluntário internacional de carbono e o crescente mercado do REDD+. Ainda na escala global, serviços ambientais relacionados à manutenção da biodiversidade podem ser de interesse de empresas preocupadas com o marketing verde e responsabilidade socioambiental corporativa, empresas ou pessoas físicas interessadas na compensação ambiental ou ainda em direitos de bioprospecção. Com base nesses mercados, o SICC poderá articular beneficiários e provedores, mantendo o seu funcionamento a partir da gestão do Sistema.

DESAFIOS PARA A PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA IMPLEMENTAÇÃO DO SISTEMA DE CRÉDITOS DE CONSERVAÇÃO DO CE CHAPECÓ

O Sistema de Créditos de Conservação do CE Chapecó foi idealizado como um projeto-piloto de PSA para Santa Catarina. O modelo concebido está baseado na expectativa de que mercados de serviços ambientais vão se consolidar, gerando dividendos que possam ser “transferidos” para provedores de tais serviços em áreas de relevância para a biodiversidade. O modelo do SICC está ancorado nas premissas de governança ambiental fomentadas por diversas instituições internacionais, como o Banco Mundial (Mcafee, 2012).

Embora a estruturação do SICC esteja apenas iniciando, e seu modelo de gestão



(público, privado ou misto) ainda esteja incerto, há desafios importantes que devem ser considerados, com o objetivo de garantir a participação dos produtores rurais, tendo em vista a eficiência do Programa de PSA para conservação ambiental e equidade social.

A adoção de um modelo privado para o SICC pode resultar na priorização espacial de determinadas áreas com grandes concentrações de fragmentos florestais, excluindo a participação de agricultores familiares em situação marginalizada.

Grande parte dos agricultores familiares do CE Chapecó vive em áreas com relevo acidentado, que concentram os maiores níveis de fragmentação florestal. Grandes fragmentos com alta conectividade estão localizados principalmente em propriedades de grandes produtores rurais e empresas de reflorestamento (FATMA, 2009). Num modelo privado, financiado apenas com recursos captados no mercado, a expansão do programa de PSA no âmbito do SICC tenderia a ter uma maior dependência de recursos obtidos via o mercado voluntário de carbono ou ainda em projetos de REDD+. Nesses casos, grandes fragmentos florestais tenderiam a ser priorizados, pois diminuem o número de participantes, os custos de transação e de monitoramento, facilitando a articulação pelo agente intermediário (SICC). Agricultores familiares, com pequenos fragmentos florestais tenderiam a ter um papel secundário nas negociações.

No sul do México, Corbera et al. (2007) apontam a dificuldade que pequenos produtores encontram para participar em um programa de PSA de carbono florestal. May et al. (2004), avaliando projetos de carbono florestal na Bolívia e Brasil, também destacam a dificuldade de tais projetos em estabelecer um processo de mobilização e alternativas econômicas para comunidades menos favorecidas nessas regiões. Para Eloy et al. (2012), a inclusão da heterogeneidade de usos da terra e dos diversos tipos de agricultores é fundamental para garantir a equidade e efetividade de programas de PSA.

A discussão sobre a participação de populações marginalizadas e a garantia de equidade social em políticas de PSA tem tomado força nos últimos anos (Zbinden & Lee, 2005; Corbera et al., 2007; Muradian et al., 2010). Contudo, o que se observa, são duas correntes distintas. Uma delas defende o uso de mecanismos de mercado e considera que o alívio à pobreza seja apenas uma consequência dos programas (Pagiola, 2007; Milder et al., 2010). A outra, contesta a dependência de mecanismos de mercado, e defende que um programa de PSA pode alcançar efetividade de conservação ambiental desde que considere também a equidade social e a inclusão dos menos favorecidos (Karsenty, 2007; Muradian et al., op cit.; Eloy et al., op cit.).

A proposta de incluir inicialmente apenas agricultores familiares no programa piloto de PSA (capital semente) procura estimular a participação deste setor social no SICC. Não obstante, os recursos do capital semente serão suficientes para remunerar tais agricultores apenas nos primeiros 3 anos do Programa SC Rural. Posteriormente, o SICC deverá dar continuidade aos pagamentos, com recursos captados no

mercado. Caso o SICC tenha um modelo de gestão privada, as chances de manutenção de tais agricultores no programa podem diminuir.

Um dos aspectos positivos caso o SICC tenha uma estrutura de gestão pública ou mista, é a possibilidade de captação de recursos via os fundos estaduais (FEPSA, FMUC e FEHIDRO). Isso possibilitaria uma diversificação das ações e públicos-alvo do programa. A possibilidade de cooperação com a EPAGRI em programas de extensão rural também se tornaria mais viável por meio de cooperação institucional. Neste caso, a possibilidade de aporte de recursos para atividades de capacitação e suporte técnico poderia favorecer agricultores com a situação de titularidade da terra indefinida, como é o caso dos agricultores familiares dos assentamentos ou ainda populações indígenas.

Por outro lado, cabe destacar que um modelo público ou misto para o SICC também possui limitações. Enquanto o modelo privado possui as desvantagens destacadas acima, o modelo público, dependendo da forma como for estruturado, também pode se tornar mais susceptível à corrupção, à instabilidade política, e à descontinuidade de recursos. Pattanayak et al. (2010), avaliando diversos programas de PSA em andamento, destacam que programas financiados por governos normalmente são menos sofisticados, enquanto programas financiados por usuários (agentes privados) possuem normalmente melhor efeito em escala de paisagem, melhores estratégias de monitoramento e estão mais ajustados às condições locais.

Tanto os modelos públicos como os modelos privados de gestão de programas de PSA possuem restrições (Bayon, 2008; Madsen et al., 2010; Pattanayak et al., op cit.), que devem ser cuidadosamente avaliadas no momento da estruturação do modelo de PSA. No caso do CE Chapecó, devido à grande diversidade de tipos de agricultores e pressões de uso da terra, nós concordamos com os apontamentos feitos por Muradian et al. (2010). Os autores reforçam que para que programas de PSA alcancem eficiência (ambiental) e equidade (social), tais programas deverão estar cada vez mais associados a políticas de desenvolvimento rural. Desta forma, nos parece fundamental que a heterogeneidade de atores sociais do CE Chapecó seja contemplada no SICC, garantindo conservação florestal e a participação social.

Além do modelo de gestão, outro desafio na implementação do SICC consiste no formato de ingresso dos agricultores no Sistema. Embora não haja diretrizes no âmbito do Plano de Gestão do CE Chapecó, consideramos fundamental o estabelecimento de mecanismos de aplicação conjunta. Comunidades, associações e bacias hidrográficas podem compor grupos de interesse que poderiam ser mobilizados para participação coletiva no Programa. Tal estratégia, favoreceria o ingresso dos participantes, resultando em maior capital e contrato social. Contratos individualizados muitas vezes acabam por gerar dificuldades entre participantes e não participantes dentro de comunidades, além de aumentarem os custos de transação e monitoramento (Wunder, 2005; Grieg-Gran et al., 2005).

Contando com uma forma de ingresso coletiva, o monitoramento do Programa também poderia ser favorecido. No Plano de Gestão do CE Chapecó, o monitoramento

ficará sob a responsabilidade do SICC e escritórios regionais da FATMA. O CE Chapecó conta com 1 escritório regional, com apenas 2 funcionários. O monitoramento pode ser significativamente custoso na implantação de programas de PSA (Grieg-Gran et al., op cit.). O ingresso coletivo de agricultores, considerando localização geográfica e heterogeneidade social, permitiria o fomento a sistemas de monitoramento participativo, diminuindo custos e aumentando o escopo da ação coletiva.

Outro aspecto importante é que a forma de participação no SICC deverá ser significativamente diferente entre os setores socioprodutivos existentes no CE Chapecó. Para agricultores familiares tradicionais, a articulação via a agência de extensão rural (EPAGRI) poderá facilitar a articulação das comunidades atendidas pela EPAGRI. Se por um lado, esse aspecto é positivo, pois tais comunidades vêm sendo trabalhadas há quase uma década, por outro, há um risco de marginalização daqueles agricultores familiares que não fazem parte dos programas de extensão rural.

Por fim, a criação de um Conselho Gestor e seu papel de supervisão das atividades do SICC é fundamental para garantir transparência e acessibilidade das demandas dos setores sociais ao Sistema. Entretanto, para que isso seja alcançado, a representatividade do Conselho deve refletir a realidade socioeconômica do Corredor. Ademais, a acessibilidade do Conselho Gestor e seus representantes ao SICC dependerá sobremaneira da forma como o SICC será estruturado, trazendo reflexos diretos no papel da ação coletiva na gestão dos ativos ambientais do CE Chapecó.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B. da; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. B. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Pará: Sociedade Civil Mamirauá, 2005.

BAYON, Ricardo. Banking on Biodiversity. Washington, DC: The Worldwatch Institute, 2008.

BRASIL. Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2000.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 2012. Estabelece o Código Florestal Brasileiro. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 20 abril 2013.

BURGIN, Shelley. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, vol. 17, nº. 4, p. 807–816, 2012.

CEPA (Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola). Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina: 2009-2010. Florianópolis: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural e Instituto CEPA, 2010.

CHAVES, Henrique. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, vol. 34, nº. 1, p. 1469–1477, 2010.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução CONAMA nº 009 de 24 de outubro de 1996. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>>. Acesso em: 25 abril 2013.

CORBERA, E.; BROWN, K.; ADGER, W. N. The Equity and Legitimacy of Markets for Ecosystem Services. *Development and Change*, vol. 38, nº. 4, p. 587–613, 2007.

CORBERA, E.; KOSOY, N.; MARTÍNEZ TUNA, M. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change*, vol. 17, nº. 3, p. 365–380, 2007.

ELOY, L.; MÉRAL, P.; LUDEWIGS, T.; PINHEIRO, G. T.; SINGER, B. Payments for ecosystem services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 55, nº. 6, p. 685–703, 2012.

FATMA (Fundação do Meio Ambiente). Implementação Corredores Ecológicos Chapeco e Timbó. Relatório Técnico. Florianópolis, SC: Fundação do Meio Ambiente, 2009.

GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I.; WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development*, vol. 33, nº. 9, p. 1511–1527, 2005.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

KARAM, K. F.; ARAÚJO, G. P. Diagnóstico Socioeconômico do Corredor Ecológico Chapecó - SC. Relatório Técnico. Florianópolis, SC: Fundação do Meio Ambiente/Socioambiental Consultores Associados, 2007.

KARSENTY, Alain. Questioning rent for development swaps: new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. *International Forestry Review*, vol. 9, nº. 1, p. 503–513, 2007.

KIESECKER, J. M.; COPELAND, H.; POCEWICZ, A.; NIBBELINK, N.; MCKENNY, B.; DAHLKE, J.; HOLLORAN, M.; et al. A framework for implementing Biodiversity Offsets: selecting sites and determining scale. *BioScience*, vol. 59, nº 1, p. 77–84, 2009.

KOSOY, N.; CORBERA, E.; BROWN, K. Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. *Geoforum*, vol. 39, nº. 6, p. 2073–2083, 2008.

KOSOY, N.; CORBERA, E. Payments for ecosystem services as commodity fetishism.

Ecological Economics, vol. 69, nº. 6, p. 1228–1236, 2010.

MADSEN, B.; CARROLL, N.; MOORE BRANDS, K. State of Biodiversity Markets Offset and Compensation Programs Worldwide 2010. Disponível em: <<http://www.ecosystemmarketplace.com/documents/acrobat/sbdmr.pdf>>. Acesso em: 19 abril 2013

MAY, P. H.; BOYD, E.; VEIGA, F.; CHANG, M. Local sustainable development effects of forest carbon projects in Brazil and Bolivia A view from the field. Londres, Inglaterra: International Institute for Environment and Development, 2009.

MCAFEE, Kathleen. The Contradictory Logic of Global Ecosystem Services Markets. *Development and Change*, vol. 43, nº. 1, p. 105–131, 2012

MCKENNEY, B. A.; KIESECKER, J. M. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental management*, vol. 45, nº. 1, p. 165–76, 2010.

MILDER, J. C.; SCHERR, S. J.; BRACER, C. Trends and Future Potential of Payment for Ecosystem Services to Alleviate rural poverty in developing countries. *Ecology and Society*, vol. 15, nº. 2, 2010.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Corredores Ecológicos do Brasil. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/acoes-e-iniciativas/gestao-territorial-para-a-conservacao/corredores-ecologicos>>. Acesso em: 2 maio 2013.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, vol. 69, nº. 6, p. 1202–1208, 2010.

PAGIOLA, Stefano. Guidelines for “Pro-Poor” Payments for Environmental Services 2007. Disponível em: <<http://siteresources.worldbank.org/INTEEI/Resources/ProPoorPES-2col.pdf>>. Acesso em: 25 abril 2013.

PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S.; FERRARO, P. J. Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries? *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 4, nº. 2, p. 254–274, 2010.

PINHO, M. DE S.; BATISTA, M. DOS A.; SENHORINHO, M. A. O Projeto Corredores Ecológicos como propulsor da consolidação de unidades de conservação no Corredor Central da Mata Atlântica na Bahia. In: LIMA, R. X. de. **Série Corredores Ecológicos: experiências em implementação de Corredores Ecológicos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 30-36.

SANTA CATARINA. Decreto nº 2.957 de 2010. Institui o Corredor Ecológico Chapecó. Disponível em: <www.fatma.sc.gov.br/>. Acesso em 2 maio 2013.

SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 2.957, de 20 de janeiro de 2010. Institui o

Corredor Ecológico Chapecó. Disponível em: <www.fatma.sc.gov.br>. Acesso em: 2 maio 2013.

SANTA CATARINA. Lei nº 15.133, de 19 de janeiro de 2010. Institui a Política Estadual de Serviços Ambientais de Santa Catarina. Disponível em: <www.fatma.sc.gov.br/>. Acesso em: 2 maio 2013.

SANTA CATARINA. Lei nº 15.133, de 19 de janeiro de 2010. Disponível em: <www.fatma.sc.gov.br>. Acesso em: 2 maio 2013.

SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 3.254 de 18 de maio de 2010. Regulamenta o Fundo Catarinense de Mudanças Climáticas. Disponível em: <<http://server03.pge.sc.gov.br/LegislacaoEstadual/2010/003254-005-0-2010-003.htm>>. Acesso em: 2 maio 2013.

SDS (Secretaria de Desenvolvimento Econômico Sustentável de Santa Catarina). Plano Estratégico de Gestão Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó. Relatório Técnico. Florianópolis, SC: SDS/Fundação do Meio Ambiente, 2009.

SEMEGHINI, M. G.; CARDOSO, T. M.; KURIHARA, L. P. Diagnóstico participativo em comunidades ribeirinhas do entorno da Estação Ecológica de Anavilhanas. In: LIMA, R. X de. **Série Corredores Ecológicos: experiências em implementação de Corredores Ecológicos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 60-67.

SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Island Biogeography Theory and Conservation Practice. *Science*, vol. 191, nº. 4224, p. 285–286, 1976

SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Refuge Design and Island Biogeography Theory: effects of fragmentation. *The American naturalist*, vol. 120, nº. 1, p. 41–50, 1982.

SOCIOAMBIENTAL. Consolidação da Avaliação Ecológica Rápida do Corredor Ecológico Chapecó, SC. Relatório Técnico. Florianópolis, SC: Socioambiental Consultores Associados/Fundação do Meio Ambiente, 2008.

SOCIOAMBIENTAL. Plano de Gestão do Corredor Ecológico Chapecó, SC. Relatório Técnico. Florianópolis, SC: Socioambiental Consultores Associados/Fundação do Meio Ambiente, 2009.

VERÍSSIMO, A.; ALVES, Y. L. B.; COSTA, M. P. da; BORN, G. C. C.; TALOCCHI, S.; BORN, R. H. Payment for Environmental Services: Brazil. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd21/brreport.pdf>>. Acesso em: 2 maio 2013.

WUNDER, Sven. Payments for environmental services: Some nuts and bolts. Relatório Técnico. Jakarta, Indonesia: CIFOR, 2005.

ZBINDEN, S.; LEE, D. Paying for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development*, vol. 33, nº. 2, p. 255–272, 2005.

NOTAS:

¹ O Programa SC Rural tem como principal objetivo estruturar a política rural do Estado, e dispõe de investimentos da ordem de R\$ 189 milhões, financiados pelo Banco Mundial e pelo Governo do Estado de Santa Catarina. O Programa beneficiará 90 mil agricultores familiares, além de comunidades indígenas, cooperativas e associações, entre os anos de 2011 a 2016. Grande parte das ações iniciais de implementação do CE Chapecó estão previstas no escopo deste Programa, nas responsabilidades atribuídas à FATMA.

² A Lei Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais do Estado de Santa Catarina estabelece como valor mínimo para o pagamento pela provisão de serviços ambientais na propriedade rural o valor equivalente a 30 sacas de milho por hectare.

Histórico e implementação de sistemas de Pagamentos Por Serviços Ambientais no Estado de Minas Gerais

Ana Carolina Campanha de Oliveira¹, Mariana Barbosa Vilar²
Laércio Antônio Gonçalves Jacovine³, Marcelo Oliveira Santos⁴
Aline Daniele Jacon⁵

¹Universidade Federal de Viçosa, Eng^a Florestal, Mestranda em Agroecologia/UFV. Email: carolviflo@yahoo.com.br

²Polo de Excelência em Florestas. SECTES – MG, Eng^a Florestal, MSc. Ciência Florestal/UFV. Email: maribvilar@hotmail.com

³Professor DEF/ UFV, Eng^o Florestal, DSc. Ciência Florestal. Email: jacovine@ufv.br

⁴Pesquisador Instituto Xopotó/FUNBIO, Eng^o Florestal. Email: marcelosantos.florestal@gmail.com

⁵DEF/ UFV, Graduanda em Engenharia Florestal. DEF/ UFV. Email: alinejacon@hotmail.com

Recebido em 11.12.2012

Aceito em 02.04.2013

ARTIGO

Resumo

No Brasil e no mundo, diversas iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) já estão em andamento. Um exemplo brasileiro é o programa Bolsa Verde, instrumento político-econômico do Estado de Minas Gerais, que possibilita o reconhecimento dos produtores rurais pelos serviços ecossistêmicos prestados em suas propriedades. Neste contexto, o objetivo deste estudo é realizar um breve histórico e analisar a implementação de programas de PSA no estado de Minas Gerais a partir de duas iniciativas: o programa Bolsa Verde e o programa Agente Ambiental. Este último vem sendo desenvolvido pelo Instituto Xopotó na Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó – MG, em resposta às diretrizes estabelecidas pelo programa Bolsa Verde. Percebe-se como peças fundamentais para o sucesso dos sistemas de PSA, a integração dos diversos atores envolvidos para garantir a assistência técnica, a acessibilidade à informação e a durabilidade dos contratos, conciliando a produção agrícola com a proteção ambiental e possibilitando a construção de uma nova relação de sustentabilidade entre os produtores rurais e o meio ambiente. Entretanto, os atuais desafios dos programas de PSA em Minas Gerais indicam que uma boa política não é suficiente para o sucesso do programa, é necessário um arranjo institucional eficiente, mecanismos de financiamento duradouros e execução participativa, envolvendo os principais atores destes processos.

Palavras-chave: Serviços Ecossistêmicos; Bolsa Verde; Recursos Naturais.

Abstract

Different initiatives of Payment for Ecosystem Services (PES) are already happening in Brazil and around the world. In Brazil, one of them is the “Green Grant” Program (Bolsa Verde). This program is a political and economic instrument practiced in the state of Minas Gerais. It allows, through annual remuneration, the recognition of farmers who provide ecosystem services in their properties. In this context, this article aims at performing a brief history and analysis of the implementation of PES programs in Minas Gerais from two initiatives: the Green Grant program and the Environmental Agent program. The latter is being developed in response to the guidelines established by the Green Grant program. It is possible to assert that for the success of PES systems it is important to integrate different actors to ensure technical assistance, information access and contracts durability. PES systems tend to combine agricultural production with environmental protection and can help farmers to build a new relation with environmental sustainability. However, the current challenges of PES programs in Minas Gerais indicate that good policy is not sufficient for the program to be successful. PES programs require an efficient institutional arrangement, sustainable funding mechanisms and participatory implementing, involving the main actors of these processes.

Key-words: Ecosystem Services, Green Grant, Natural resources.

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica tem apresentado desde o ano de 2005, taxas muito elevadas de desmatamento no bioma (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012). Estas taxas alcançaram no período entre os anos de 2005 e 2008, 102.938 hectares de cobertura florestal nativa desmatadas, e o estado de Minas Gerais se destaca por ser o estado onde os níveis de desmatamento alcançaram os valores mais elevados nos últimos 4 anos. Além disso, na última avaliação (2011 e 2012) o estado de Minas Gerais foi responsável, sozinho, por cerca de metade do desmatamento avaliado (23.548 hectares). Este mesmo documento ressalta que atualmente restam apenas 8,5% da cobertura original da Mata Atlântica no Brasil sendo que no máximo 40% podem ser recuperados por meio de reflorestamento e regeneração natural.

Diante de fatos como este e de outros que tem afetado seriamente a biodiversidade no planeta (tais como, o aumento das taxas de emissões de gases poluentes afetando o clima global, os padrões de produção e consumo insustentáveis, as mudanças nas dietas alimentares e conseqüentemente nos modelos de produção agrícola, entre outros), estudos científicos e ações políticas nacionais e internacionais têm insistido sobre a necessidade de se buscar novos caminhos para o desenvolvimento, fugindo da lógica do crescimento econômico ilimitado (CAPORAL, 2011) e buscando apoiar ações que valorizam os serviços ecossistêmicos.

No Brasil a pauta ambiental tem ganhado destaque e diversos estados tem buscado estabelecer políticas de incentivo, contribuindo assim para a conservação e manutenção de áreas com vegetação natural. Dentre estas áreas, destacam-se as áreas previstas no Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012): Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) (VILAR, 2009). Nesta arena, destaca-se as políticas de incentivo, especialmente a implementação de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

No estado de Minas Gerais, frente ao quadro alarmante de desmatamentos observados, e ao insucesso das políticas de comando e controle que vêm sendo utilizadas com ineficácia há muitos anos, tem surgido, tanto em nível estadual, quanto em níveis municipal e regional, envolvendo Bacias Hidrográficas, algumas políticas e programas que visam o incentivo à conservação ambiental a partir do Pagamento por Serviços Ambientais.

Em dimensão estadual, o governo de Minas Gerais aprovou e regulamentou, nos anos de 2008 e 2009 a Lei do Bolsa Verde (Lei Nº 17.727/ 2008). Esta política tem por objetivo apoiar a conservação da cobertura vegetal nativa em Minas Gerais, mediante pagamento por serviços ambientais àqueles que já preservam ou que se comprometem a recuperar a vegetação de origem nativa em suas propriedades. Em nível municipal existem algumas experiências em andamento tais como o Programa Conservador das Águas no município de Extrema (sul de Minas) e o Ecocrédito no município de Montes Claros (norte de Minas). Já em nível regional destaca-se o Programa Agente Ambiental, uma iniciativa do Instituto Xopotó¹, realizada na Ba-

cia Hidrográfica do Rio Xopotó (Zona da Mata de Minas Gerais), desde 2009. Este programa visa fomentar a sustentabilidade de propriedades rurais localizadas na região das Nascentes do Rio Doce, orientando as atividades produtivas, de forma a promover renda ao produtor rural e facilitar o engajamento dos agricultores em programas de Pagamentos por Serviços Ambientais, favorecendo a conservação dos recursos naturais. O Agente Ambiental só pôde ser realizado através da concretização de parcerias entre organizações do terceiro setor, a Universidade Federal de Viçosa e o Instituto Estadual de Florestas. Este arranjo institucional tornou-se importante para que os agricultores envolvidos no Agente Ambiental tivessem condições de se cadastrar no primeiro edital do programa Bolsa Verde, no ano de 2010.

Ao considerar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como um instrumento econômico que vem sendo aplicado recentemente no Brasil, várias questões ainda precisam ser definidas de forma mais clara, atendendo às expectativas dos recebedores e dos fornecedores destes serviços, além do implementador ou gestor, e melhorando a eficácia dos programas.

Neste sentido, este trabalho pretende realizar um breve histórico e uma análise da implementação de programas de PSA no estado de Minas Gerais a partir de duas iniciativas: o programa Bolsa Verde e o programa Agente Ambiental. Para tanto, realizou-se uma contextualização histórica destes dois programas e avaliou-se os potenciais e limitações de cada um deles.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Segundo Engel *et al.* (2008), no geral, os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os benefícios que os indivíduos obtêm dos ecossistemas naturais. Entre 1960 e 2000, a demanda por serviços ecossistêmicos aumentou significativamente, visto que a população mundial dobrou e a economia global aumentou em mais de seis vezes. De acordo com Wunder (2005), o Pagamento por Serviços Ambientais pode ser definido como uma transação voluntária, em que um serviço ecossistêmico bem definido (ou um uso da terra que assegure um serviço ecossistêmico) é comprado por, no mínimo, um comprador de no mínimo um provedor de serviços ecossistêmicos, com a quantidade e qualidade do serviço acordados como condições na transação. A condicionante em que se baseia o PSA se refere à provisão contínua dos serviços ambientais por seu provisor ou produtor (ENGEL *et al.*, 2008).

Neste sentido, ressalta-se a importância não só das áreas com vegetação natural, mas também dos agroecossistemas em prover serviços ambientais. Isto se dá, por exemplo, a partir do momento em que a opção de um agricultor por utilizar práticas agrícolas diversificadas e sustentáveis em uma área (SAFs, agricultura orgânica, etc.) influencia positivamente a oferta de serviços ambientais em detrimento de atividades potencialmente degradantes (como pecuária mal manejada ou agricultura comercial com alto uso de pesticidas) (MURADIAN *et al.*, 2010).

Os sistemas de PSA vêm sendo empregados como forma de incentivo e motivação para a proteção e o uso sustentável da biodiversidade e dos recursos naturais. Este mecanismo tornou-se popular em todo o mundo e sua atratividade pode ser atribuída basicamente ao interesse de governos e organizações da sociedade civil em encontrar novas formas de promover a conservação da biodiversidade e contribuir para o desenvolvimento econômico das populações rurais (CORBERA et al., 2009).

O uso de PSA tem se espalhado de forma generalizada na América Latina. Segundo PAGIOLA et al (2012), os primeiros programas formais de PSA foram iniciados no vale do rio Cauca na Colômbia, em meados da década de 1990, mas foi na Costa Rica que despontou um importante exemplo de PSA, o *Programa de Pagos por Servicios Ambientales* em 1997.

No Brasil, uma grande variedade de mecanismos inovadores para promover a conservação ambiental tem sido aplicada em diferentes circunstâncias. Esforços iniciais concentraram-se em leis que exigem a conservação de áreas ambientalmente sensíveis, tais como áreas ciliares; e esforços para estabelecer áreas protegidas em nível federal, estadual e municipal. Os municípios de Extrema e Montes Claros, em Minas Gerais, foram pioneiros na implantação de programas locais de PSA (PAGIOLA et al, 2012).

A origem do Bolsa Verde no estado de Minas Gerais se deve à busca pela manutenção e recuperação da cobertura vegetal nativa, visto as elevadas taxas de desmatamento observadas no estado, com o intuito de proteger os serviços ecossistêmicos. Ao mesmo tempo o estado pretendia reduzir a ameaça à prestação destes serviços, estabelecendo metas para aumentar a porcentagem de área com cobertura vegetal nativa de 33% de seu território em 2007 para 35% em 2011. Assim, instrumentos econômicos de incentivo ao manejo sustentável dos ecossistemas estão sendo empregados em Minas Gerais para que proprietários e posseiros rurais adotem práticas de conservação de solos, da fauna e da água. Isso pode ser observado nas pontuações atribuídas nos formulários de solicitação do benefício do Programa Bolsa Verde (SILVA, 2012).

Estas políticas de incentivo à conservação se tornam fundamentais visto que, o homem do campo se depara atualmente com inúmeras dificuldades para manutenção de sua propriedade. Dentre essas, destacam-se a falta de mão de obra disponível para execução das atividades de produção, decorrente principalmente do êxodo rural; carência de informações e assistência técnica, que garantam o manejo conservacionista do solo com boa produtividade; e até mesmo punição pelos órgãos fiscalizadores por práticas cuja ilegalidade os produtores desconhecem (SANTOS, 2010). Neste sentido, não apenas o incentivo financeiro, mas a realização de atividades de extensão e assistência técnica no campo, que priorizem a comunicação e diálogo e não apenas a transferência de tecnologias aos pequenos produtores com maiores dificuldades de acesso a informação, tornam-se fundamentais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e o sucesso dos programas de PSA (MURADIAN et al., 2010).

O Rio Xopotó se encontra com o Rio Piranga no município de Presidente Bernardes. Os principais afluentes do Rio Xopotó estão localizados nos municípios de Senhora dos Remédios, Rio Espera, Dores do Turvo, Divinésia, Paula Cândido, Senhora de Oliveira e Ubá. Esta bacia é constituída por pequenos municípios, com Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) entre os mais baixos do país, média de 0,65, de acordo com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2011).

As propriedades rurais encontradas nos municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó geralmente são pequenas ou médias, com área predominante de até 40 ha, como apontou o Relatório do Diagnóstico Socioeconômico e Ambiental realizado nos 14 municípios da Bacia entre os anos de 2008 e 2011 (INSTITUTO XOPOTÓ, 2012).

Predominam na região as classes de solo Latossolo Vermelho Amarelo e Podzólico Vermelho Amarelo, que são solos com grande susceptibilidade à erosão. Desta forma, a sua utilização fica restrita ao uso com pastagens e culturas permanentes de ciclo longo, tais como café e citrus. Outros tipos de solo que ocorrem em menor percentagem na região são: latossolo húmico, solos litólicos, cambissolos, afloramentos de rochas, dentre outros (CBH - Rio Doce, 2005).

A falta de qualidade ambiental da Bacia também pode ser verificada pelo monitoramento da qualidade da água. Segundo dados do IGAM (2007) a água na Bacia do Rio Xopotó não atinge os níveis de qualidade estabelecidos pela legislação. Para coliformes termotolerantes, certamente, os efluentes sanitários dos municípios de Desterro do Melo, Alto Rio Doce, Cipotânea, Brás Pires e Senador Firmino, os quais estão na área de drenagem da bacia do rio Xopotó, é que fizeram com que o limite fosse ultrapassado. Também há contribuição da poluição difusa, por meio da agropecuária, para a ocorrência de altos valores de coliformes termotolerantes, bem como de fósforo total, verificados, principalmente na época chuvosa.

Grande parte dos agricultores desta bacia tem o potencial de serem considerados produtores de serviços ambientais. Fato comprovado pela considerável quantidade de recursos naturais encontrados em suas propriedades. No entanto, os incentivos são escassos e isto compromete a provisão destes serviços nesta região. Atualmente estes agricultores temem a legislação ambiental e são submetidos a um conjunto de políticas de comando controle que, além de ineficientes, são muitas vezes intangíveis.

Programa Agente Ambiental: Primeira Fase

Considerando que os processos de compensação ou pagamento por serviços ecossistêmicos podem ser úteis para promover além da conservação ambiental, a inclusão social dos agricultores, o Instituto Xopotó começou a desenvolver o Programa Agente Ambiental em 2008, em parceria com a Universidade Federal de Viçosa. Tendo como exemplo alguns programas de PSA já estabelecidos, tais como o desenvolvido pela Agência Nacional de Águas e por outros municípios mineiros, além do conhecimento sobre a possibilidade de implantação de uma política de

PSA para o estado de MG, o Instituto Xopotó vislumbrou o Agente Ambiental como uma possibilidade de reconhecimento dos produtores rurais da região da Bacia do Rio Xopotó como prestadores de serviços ambientais. O Instituto Xopotó buscou, então, conhecer a realidade da Bacia e promoveu a realização de um diagnóstico socioeconômico e ambiental em seus municípios. Assim, o PSA seria, posteriormente, proposto como forma de incentivar a conservação ambiental e o desenvolvimento sustentável na região. Os parceiros do Instituto Xopotó para desenvolvimento deste programa foram, o Instituto Estadual de Florestas - IEF e a Universidade Federal de Viçosa. O IEF assinou um termo de cooperação técnica que viabilizou a realização da primeira fase do programa Agente Ambiental. O Instituto Xopotó passou a integrar o Comitê de Bacia do Rio Piranga em meados de 2009, mas este comitê não apoiou diretamente as ações do Agente Ambiental.

Esta fase teve como principal ação a realização do diagnóstico socioeconômico e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó, durante os anos de 2008, 2009 e 2010. Esta teve o intuito de conhecer e caracterizar a região, além de estimar o valor econômico dos recursos naturais presentes em 280 propriedades rurais distribuídas nos quatorze municípios que compõem esta bacia. A valoração objetivou a criação de um valor comparativo para balizar possíveis programas de PSA na região. Esta caracterização econômica buscou valorar os serviços ambientais prestados nas propriedades rurais visitadas, com base na adaptação da Metodologia de Valoração Contingente denominada Disposição à Pagar (DAP). A adaptação da DAP resultou na Disposição à Receber (DAR), quando o produtor rural identificava um valor a receber pela manutenção de áreas importantes para a produção de serviços ambientais.

Por meio da adaptação da metodologia da Disposição a Pagar estimou-se a Disposição a Receber (DAR) de cada produtor rural para imobilizar áreas em suas propriedades consideradas essenciais à prestação de serviços ecossistêmicos, principalmente as áreas de preservação permanente e áreas de reserva legal.

A utilização da técnica da DAR se justifica pela possibilidade de verificar o quanto o produtor rural estaria disposto a receber pelo pagamento por serviços ecossistêmicos. Foram utilizadas enquetes para identificar o valor de uso que as pessoas dão à preservação de determinadas áreas dentro de suas propriedades e quanto estariam dispostas a receber (por hectare, por ano) para manter essas áreas de preservação (VILAR et al., 2011). A técnica de aliciação utilizada para determinar a DAR foi uma adaptação do método referendium com jogos de leilão, adaptado de Mattos et al. (2007). Foram oferecidos lances iniciais, conforme critérios pré-estabelecidos. Estes lances iniciais foram obtidos calculando uma média dos valores encontrados de formas: a) consulta a especialistas - professores da UFV e aos técnicos participantes do projeto; b) dados de literatura (CORRÊA, 2006; VILAR et al. 2011; MATTOS et al.; 2007; SANTOS, 2010); c) rendimento da atividade pecuária na região (INSTITUTO XOXPOTÓ, 2010; CORRÊA, 2006). A ideia era captar o quanto que, em uma análise prévia, era consenso que o produtor estaria disposto a receber para proteger áreas de preservação permanente. Caso o valor inicial proposto não fosse aceito, aumentava-se o lance até obter uma resposta positiva.

Programa Agente Ambiental: Segunda Fase

Na segunda fase do programa Agente Ambiental, foram desenvolvidos planos de sustentabilidade para as propriedades envolvidas no projeto com o intuito de prepará-las para um possível financiamento das práticas de manejo sustentável ou então para o enquadramento em um possível programa estadual de PSA, que até então não se sabia quando e como seria lançado. Esta fase se concretizou para 40 propriedades rurais envolvidas no diagnóstico socioeconômico e ambiental realizado no ano de 2008 através da parceria entre a UFV, o Instituto Xopotó e o CNPq. As propriedades foram escolhidas a partir de indicações dos sindicatos dos trabalhadores rurais dos municípios envolvidos e de técnicos da EMATER destes municípios que puderam indicar proprietários com perfil para participação no programa. Esta parceria viabilizou o desenvolvimento de um projeto de pesquisa/extensão, financiado pelo CNPq, que, além de valorar os recursos ambientais de propriedades rurais e estabelecer critérios para compensação ambiental condizentes com a realidade da Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó, resultou na elaboração dos planos de sustentabilidade das propriedades envolvidas.

Para elaboração dos planos de sustentabilidade das propriedades foram percorridas algumas etapas, tais como: identificação de áreas nas propriedades rurais onde as funções hidrológicas estavam sendo prejudicadas; pesquisa de alternativas de recuperação destas áreas; determinação do custo de oportunidade da terra para cada área proposta para adequação; análise da viabilidade econômica dos planos de sustentabilidade. Estas atividades foram complementadas pela promoção de cursos e oficinas de capacitação e conscientização ambiental junto aos produtores envolvidos no projeto.

Nessa fase, o georreferenciamento das propriedades rurais, incluindo o zoneamento de uso e ocupação do solo nas propriedades e a caracterização ambiental dessas zonas mostraram-se como importantes ferramentas de reconhecimento do espaço rural e aproximação da equipe técnica à realidade das famílias rurais. Isto facilitou o planejamento do uso da terra em nível da propriedade rural, assim como aguçou a percepção ambiental das famílias envolvidas.

À partir desta atividade, conciliada às oficinas de capacitação junto aos agricultores, foi possível discutir questões legais relativas ao uso da terra, apresentar alternativas mais sustentáveis de manejo das propriedades rurais e despertar os envolvidos para a importância da organização comunitária, peças fundamentais em programas de PSA no Brasil.

3.2. Uma possibilidade real de PSA em Minas Gerais: o Programa Bolsa Verde

O Bolsa Verde foi instituído pela Lei Estadual Nº 17.727/08 e foi regulamentado pelo Decreto Estadual Nº 45.113/09. Esse instrumento possibilita, através de uma remuneração anual, o reconhecimento de agricultores pelos serviços ecossistêmicos prestados em suas propriedades. O Instituto Xopotó, ao iniciar a primeira fase do

programa Agente Ambiental, sensibilizou agricultores da região da bacia hidrográfica do rio Xopotó sobre a importância dos serviços ecossistêmicos e a oportunidade que um programa de PSA estadual poderia representar para a região. Quando as atividades do Agente Ambiental tiveram início, o Bolsa Verde era ainda um projeto de Lei em tramitação na Assembléia Legislativa do estado. Ao ser aprovado, o Bolsa Verde se tornou uma possibilidade real de PSA não só para os agricultores da bacia hidrográfica do Rio Xopotó, mas para todo o estado de Minas Gerais.

Após aprovação do projeto de lei, foi então instituída a Lei Nº 17.727/08 que determinou que o incentivo denominado Bolsa Verde fosse concedido para identificação, recuperação, preservação e conservação de áreas necessárias à proteção das formações ciliares e à recarga de aquíferos; e áreas necessárias à proteção da biodiversidade e ecossistemas especialmente sensíveis. Para o pagamento do auxílio, tem prioridade os proprietários ou posseiros que sejam enquadrados nas categorias de agricultores familiares e produtores rurais cuja propriedade ou posse tenha área de até quatro módulos fiscais (MINAS GERAIS, 2008). Este fato não descarta a possibilidade de que agricultores com propriedades com área maior do que quatro módulos fiscais concorram ao benefício. Neste caso o benefício será destinado a este público após analisadas todas as propostas de agricultores familiares e agricultores com propriedades rurais de até quatro módulos fiscais.

Conforme estabelecido na Lei, o benefício, que corresponde a R\$ 200,00/ha.ano⁻¹ é concedido aos proprietários rurais de acordo com a pontuação obtida após análise de alguns critérios (Tabela 1) estabelecidos pelo Comitê Executivo do Programa. Este Comitê foi criado como unidade gestora e deliberativa do programa e é formado por diversas instituições² que representam os atores sociais envolvidos no sistema de pagamento por serviços ecossistêmicos. O comitê, através de suas reuniões ordinárias e extraordinárias, viabiliza a participação dos produtores rurais, órgãos públicos e demais interessados no processo. As instituições que participam do Comitê Executivo do Bolsa Verde tem a função de deliberar sobre o programa, enquanto o Instituto Estadual de Florestas atua como Secretaria Executiva do Bolsa.

4. RESULTADOS

4.1. Programa Agente Ambiental

Com os resultados do diagnóstico pode-se perceber que a Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó vem sofrendo grandes pressões antrópicas tais como descaracterização das áreas de preservação permanente e reserva legal e utilização de práticas degradantes de uso do solo (pastagens degradadas e com excesso de animais, utilização de agrotóxicos e queimadas). Percebeu-se também que esta situação comprometen a promoção dos serviços ecossistêmicos (manutenção do ciclo hidrológico, regulação do clima e biodiversidade, entre outros) na bacia. A Disposição a Receber média estimada foi de R\$203,21/ha.ano⁻¹ para que o produtor rural mantivesse preservadas áreas de importantes funções ambientais em suas propri-

idades. Este valor revelado pelo produtor indica que, realmente, as atividades desenvolvidas na região apresentam uma baixa rentabilidade e, com isso, está disposto a mudar o uso da área, por um valor que pode ser considerado baixo. Isto se deve à baixa rentabilidade da pecuária, que é a principal atividade praticada na região, além do IDH dos municípios serem um dos menores do Estado.

Por outro lado, a média encontrada se aproxima ao valor empregado em Extrema – MG no programa “Conservador das Águas”, cujo pagamento é efetuado de acordo com o alcance de metas pré-estabelecidas. Neste município é pago ao produtor de serviços ecossistêmicos um valor de 100 Unidades Fiscais de Extrema (UFEX) por hectare por ano. O valor atual de uma UFEX é igual a R\$1,59 (~0,95 USD). O produtor de serviços ambientais neste município é remunerado em R\$159,00/ha.ano⁻¹ (EXTREMA, 2005).

Nota-se também que o valor encontrado na Disposição a Receber média pelos produtores rurais da bacia hidrográfica do Rio Xopotó é muito próxima ao valor que de fato é pago pelo programa Bolsa Verde, que corresponde a R\$200,00/ha.ano⁻¹. Tal aproximação nos permite inferir que o programa de PSA do Estado de Minas Gerais pode ser uma real oportunidade aos produtores da região, mesmo sendo este um valor considerado baixo, o que pode impactar social e economicamente a população de forma positiva.

4.2 Análise das modalidades de seleção do Bolsa Verde

Os critérios foram definidos após consenso em reuniões do comitê e variam de acordo com as seguintes modalidades: a de manutenção da cobertura vegetal, que terá prioridade para o recebimento, e a modalidade de recuperação da cobertura vegetal que será implementada em um segundo momento. Tanto no primeiro edital do programa, lançado em 2010, quanto no segundo, em 2011, apenas a modalidade de manutenção da cobertura vegetal foi contemplada. Até o momento não foram definidas as regras para a modalidade de recuperação da cobertura vegetal.

O Programa Bolsa Verde visa também incentivar a adoção de práticas sustentáveis de manejo dos recursos naturais e a tabela 1 ilustra a grande diversidade de critérios que são utilizados para seleção de propostas de participação no programa. Entretanto, analisando os critérios estabelecidos para o acesso ao benefício Bolsa Verde, observaram-se diversas inconveniências: a primeira diz respeito aos critérios 2.a e 2.b. As propriedades com cobertura vegetal nativa igual ou acima do limite mínimo de Reserva Legal (RL) são valorizadas, excetuando-se as áreas de APP. Isso cria uma grande dificuldade de aplicação do Bolsa Verde em grande parte das propriedades rurais mineiras, visto que, em virtude do relevo predominante no Estado trata-se de uma região onde grandes proporções dos terrenos são classificadas como APP. Por isso, muitos produtores consideram inviável a alocação da Reserva Legal, o que destinaria apenas uma pequena parcela da propriedade para a prática agropecuária e para cultivos de subsistência e comercialização. Portanto, propriedades que apresentam limites com cobertura vegetal superior aos referidos 20% são praticamente inexistentes.

Tabela 1: Critérios de análise definidos pelo Comitê Executivo do Programa Bolsa Verde para a Modalidade de Manutenção da Cobertura Vegetal (MINAS GERAIS, 2010).

Primeiro critério: individual ou coletivo	Pontuação
1.a - Demanda individual.	1
Demanda coletiva de propriedades ou posses, geograficamente próximas, observados os critérios de micro bacias, conforme pontuação abaixo:	
1.b - De 02 até 10 propriedades ou posses.	3
1.c - De 11 até 20 propriedades ou posses.	6
1.d - De 21 até 30 propriedades ou posses.	8
1.e - Acima de 31 propriedades ou posses.	10
Segundo critério: somatório individual de pontos	Pontuação
2.a - A propriedade ou posse possui área com cobertura vegetal nativa acima do limite mínimo estabelecido para Reserva Legal, excetuando-se as áreas de APP.	6
2.b - A propriedade ou posse possui área com cobertura vegetal nativa que atenda o limite mínimo de Reserva Legal, excetuando-se as áreas de APP.	4
2.c - A propriedade que possui Reserva Legal averbada ou posse que possui Termo de Compromisso de Reserva Legal no cartório de Títulos e Documentos.	3
2.d - A propriedade ou posse que possui as Áreas de Preservação Permanentes conservadas.	5
2.e - Propriedades ou posses nas quais a soma de áreas de cobertura vegetal de Reservas Legais com as áreas de Preservação Permanente seja superior a 50% da área total do imóvel.	3
2.f - Propriedades ou posses nas quais não há uso de agrotóxico.	1
2.g - Propriedades nas quais se utiliza controles biológicos ou agroecológicos.	3
2.h - Propriedades nas quais se utiliza sistemas de produção agroecológicas ou sistemas de produção integrada.	3
2.i - Propriedades ou posses que utilizam práticas de conservação do solo e da água e da fauna.	2
2.j - Propriedades ou posses inseridas em áreas de contribuição direta para o abastecimento público de água.	6
2.l - Propriedades ou posses objeto de aplicação de financiamento na linha de conservação ambiental ou agroecológica, a exemplo do PRONAF/ECO.	3
2.m - A propriedade está vinculada a projetos públicos de inclusão social no campo, devidamente comprovadas pela instituição pública responsável pelo projeto.	3
2.n - Propriedades ou posses que participam de projetos associativos de produção.	5
2.o - Propriedades ou posses pertencentes a Povos Tradicionais.	3
2.p - Propriedades ou posses vinculadas a políticas públicas destinadas à juventude rural.	4
2.q - Propriedades ou posses vinculadas a projetos de reassentamento ou assentamento rural.	3
2.r - Propriedades ou posses situadas em Unidades de Conservação de categorias de manejo sujeitas à desapropriação e em situação de pendência na regularização fundiária.	6
2.s - Áreas de cobertura vegetal nativa em Reservas Particulares do Patrimônio Natural.	5
2.t - Propriedade ou posse localizada no interior de Áreas de Proteção Ambiental – APA.	3

O critério 2.d, que diz respeito às propriedades ou posses que possuem Áreas de Preservação Permanente conservadas, é difícil de ser avaliado, haja vista a indeterminação dos indicadores para classificação deste estado de conservação. Além disso, existe grande dificuldade em encontrar APPs totalmente conservadas e pode-se considerar ainda a subjetividade desse critério, pois o estado de conservação pode ser diferente para distintos avaliadores.

Em relação aos critérios 2.i e 2.n, que se referem a propriedades ou posses que utilizam práticas de conservação do solo, água e fauna, e àquelas que participam de projetos associativos de produção, respectivamente, pode-se considerar injusta a diferença de pontuação. Considerando que o objetivo do benefício é a concessão de uma premiação a produtores rurais que prestam serviços ecossistêmicos, a utilização de práticas de conservação de solo, água e fauna deve ser considerada mais relevante do que a simples participação dos agricultores em projetos associativos de produção, revelando-se uma contradição por parte da pontuação destinada aos referidos critérios.

Segundo a Lei que criou o programa Bolsa Verde no estado de Minas Gerais, deve ser dada prioridade a agricultores familiares para recebimento do benefício. No entanto, no manual de procedimentos do Bolsa Verde (IEF, 2010) não há nenhuma pontuação extra para produtores que se enquadram nesta categoria no Formulário de Inscrição.

Para aprovação pelo comitê julgador, o somatório total da proposta enviada deve obter o mínimo de 60% da pontuação do maior projeto apresentado. As propostas com maior número de pontos são atendidas prioritariamente. A somatória segue os critérios abaixo listados:

- É feito um primeiro corte de pontuação entre propostas apresentadas individualmente e propostas coletivas.
- Em cada proposta coletiva, calcula-se também o número de pontos de cada participante, de acordo com os mesmos critérios de pontuação utilizados para a análise de propostas apresentadas individualmente.
- A nota de cada proposta coletiva é equivalente à média aritmética das pontuações das propostas de cada participante do grupo.
- O valor dos pontos de cada critério é absoluto, não havendo pontuação intermediária.
- As propostas que não atingem 60% da pontuação são eliminadas.

No caso de empate na modalidade manutenção da cobertura vegetal, são adotados os seguintes critérios:

1. Maior área de abrangência de cobertura vegetal em relação à área total da propriedade;

2. Localização em área de alta prioridade para conservação estabelecida no Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE);
3. Município com menor Índice de Desenvolvimento Humano (IDH).

Caso a proposta não seja aprovada para a modalidade de manutenção da cobertura vegetal existente, essa poderá ser encaixada na modalidade de recuperação, quando for aberto edital para tal modalidade.

Em Minas Gerais, no primeiro ano de pagamento do Bolsa Verde, 978 proprietários foram aprovados, totalizando uma área de 28 mil hectares reservados para conservação da vegetação nativa (IEF, 2011). Segundo Silva (2012), no primeiro ano do programa, o alcance foi menor do que o esperado, entretanto pode ser considerado positivo em função da dificuldade operacional e logística de implantação de um sistema de PSA.

O PSA enquanto repasse financeiro aos proprietários rurais se torna um instrumento econômico que beneficia a conservação de fragmentos florestais remanescentes. No entanto, das propostas aprovadas no primeiro Edital do Bolsa Verde, sérios questionamentos foram feitos pelas organizações da sociedade civil, visto que grandes proprietários estavam recebendo quantias significativas pela prestação de serviços ambientais, a despeito da prioridade para pequenas propriedades rurais. Isso pode ser explicado pela dificuldade em acessar as informações e pela elaboração de propostas por parte dos pequenos produtores rurais. Na ausência das instituições credenciadas pelo IEF para apresentação de propostas, os pequenos produtores rurais não tiveram acesso às informações e ao processo de inscrição de propostas. Porém, a lei é bem clara quando retrata a prioridade aos agricultores familiares e produtores rurais cuja propriedade tenha área de até quatro módulos fiscais, o que não descarta a possibilidade de que agricultores com propriedades com área maior do que quatro módulos fiscais concorram ao benefício. Neste caso o benefício é destinado a este público após analisadas todas as propostas de agricultores familiares e agricultores com propriedades rurais de até quatro módulos fiscais.

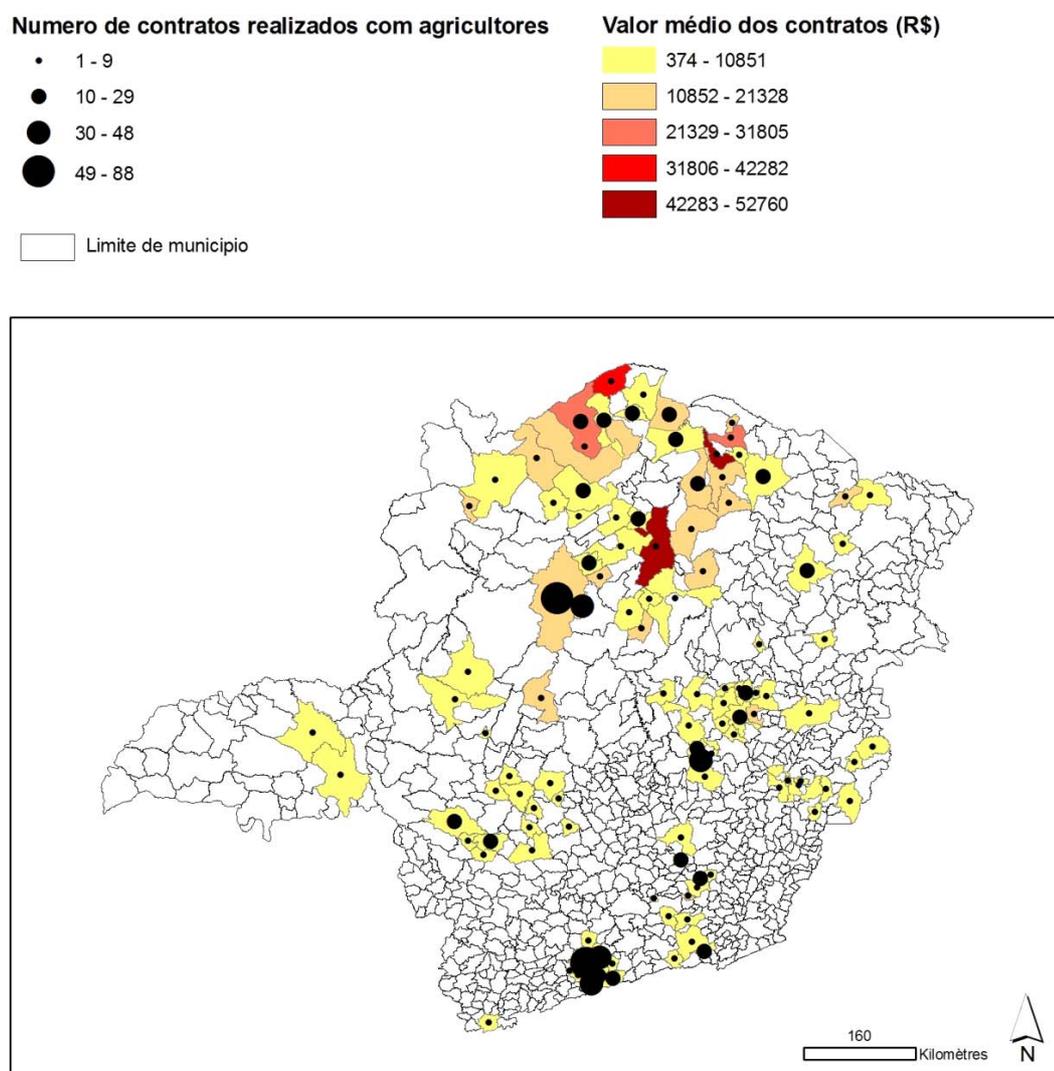
Outra dificuldade operacional do programa é que os técnicos do IEF não conseguiram mobilizar e atender as demandas existentes em todo o estado de Minas Gerais, visto que além desta, o IEF possui uma série de outras demandas. À exemplo disso, é possível visualizar na Figura 2, o número e a distribuição dos contratos realizados através do Bolsa Verde no estado de Minas Gerais, assim como o valor médio do pagamento por serviços ambientais. É possível observar que em alguns municípios existe um baixo número de contratos, porém em alguns casos no Norte de Minas, o valor médio dos contratos é elevado. Isso pode ser explicado pelos tamanhos das propriedades localizadas nestas regiões e também pelo percentual de áreas protegidas nas propriedades. No Norte de Minas Gerais o tamanho de um módulo fiscal pode variar de 40 a 70 ha. Além disso, observa-se na Figura 2 uma área de concentração dos contratos na região correspondente à Bacia do Rio Xopotó (visualizada na FIGURA 1). Neste caso, o acesso dos agricultores ao Programa Bol-

sa Verde ocorreu em consequência da assistência do Instituto Xopotó na elaboração das propostas enviadas ao programa, visto que o envio das propostas dependeu do domínio de uma série de conhecimentos técnicos e utilização de ferramentas como o GPS e programas de SIG, que não são acessíveis à maioria dos pequenos agricultores desta Bacia.

A Figura 2 também deixa claro que o Programa não teve amplo alcance nos municípios do Estado. Para que isso aconteça será necessário um maior envolvimento das instituições e divulgação do programa.

Outro aspecto relevante refere-se ao pagamento do benefício. Para o pagamento da primeira parcela aos produtores rurais aprovados no Edital 2010 do Bolsa Verde,

Contratos Bolsa Verde em Minas Gerais (2011)



Fonte dos dados: Instituto Estadual de Florestas, 2012. Elaboração: Ludivine Eloy Costa Pereira, CNRS/UNB

Figura 02 – Número, distribuição e valores médios dos contratos do programa Bolsa Verde, no ano de 2011. Fonte: adaptado de IEF, 2012.

o Comitê Executivo do Programa exigiu que eles tivessem contas correntes do Banco do Brasil, obrigatoriamente. Tal decisão dificultou ainda mais a ação dos produtores e das entidades parceiras, visto que, em 2010 e 2011, não eram todos os municípios do Estado que possuíam agências do banco. Além disso, a conta do tipo Corrente gera taxas administrativas para manutenção, o que onera o processo aos beneficiados. Isto não ocorreria caso fosse permitido a utilização da conta tipo poupança. Os programas de PSA que estão em desenvolvimento no Brasil e no mundo, superam a cada dia desafios não previsíveis, e um dos maiores desafios destes programas é a escala de atuação e operação. Para que um programa ganhe escala sem elevar de maneira inviável os custos do empreendimento, é necessário considerar itens operacionais, como a forma de pagamento.

4.3. Consolidação do Programa Agente Ambiental

O primeiro edital do programa Bolsa Verde do estado de Minas Gerais foi lançado em 2010, momento em que o programa Agente Ambiental se encontrava na segunda fase. Neste momento, já existia um grupo de produtores mobilizados, com suas propriedades georreferenciadas e com os planos de sustentabilidade praticamente prontos. Além disso, uma equipe de técnicos e estagiários estava disponível para organizar todos os documentos e assinaturas que foram exigidos no primeiro edital do Bolsa Verde. Desta forma, o programa Agente Ambiental conseguiu enviar 34 propostas neste primeiro edital, sendo a grande maioria de agricultores familiares. Com isso concretizou-se o que se previa apenas para uma terceira fase do programa: inserir os agricultores em esquemas de PSA e executar as ações previstas nos planos de sustentabilidade.

A terceira fase do Agente Ambiental está vinculada ao Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, o Bolsa Verde. No entanto cabe ressaltar que este é um programa que compõe uma política pública de remuneração de serviços ambientais, enquanto o Programa Agente Ambiental é, na essência, uma atividade

complementar ligada à uma organização não governamental, que além de fazer uso da política do Bolsa Verde desenvolve outras atividades junto aos agricultores da região.

Atualmente, devido à expectativa gerada com o programa Bolsa Verde em funcionamento, o Agente Ambiental está sendo ampliado para outros seis municípios da bacia. Isso se tornou possível por meio da aprovação recente (dezembro de 2011) de um novo projeto enviado pelo Instituto Xopotó ao Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) no âmbito do acordo bilateral chamado Tropical Forest Conservation Act (TFCA), entre Brasil e Estados Unidos. Esta busca por financiamento do projeto tornou-se fundamental para o Instituto Xopotó garantir a ampliação do Agente Ambiental, visto que o Instituto Estadual de Florestas não dispõe de recursos para mobilização de produtores rurais para participação no Bolsa Verde. Estes recursos devem ser garantidos pelas instituições que estão executando as ações do programa, chamadas de instituições parceiras. Os técnicos do IEF podem fazer esta mobilização e também auxiliar os proprietários a se inscreverem no Bol-

sa Verde, mas a demanda é maior que o corpo técnico do IEF existente em seus escritórios descentralizados. Para resolver esta carência, o programa determinou a formação de parcerias com outras instituições. O Manual de Princípios, Critérios e Procedimentos para Implantação da Lei nº 17.727 de 13 de Agosto de 2008 apresenta no Quarto Princípio a relevância das entidades parceiras para garantir a operacionalização do programa. Essas instituições, que são conveniadas com o IEF, são responsáveis, segundo a Portaria IEF nº 132, de 16 de Julho de 2010, por:

- I Divulgar o Programa Bolsa Verde;
- II Orientar os interessados sobre os procedimentos necessários para a obtenção de repasses de recursos financeiros do Programa;
- III Receber as solicitações de inclusão no Programa, formalizadas por meio de formulário de requerimento específico;
- IV Realizar vistorias nas propriedades e posses rurais;
- V Encaminhar os formulários de registro de dados de manutenção da cobertura vegetal nativa e/ou pré-cadastro para recuperação da cobertura vegetal nativa aos Conselhos Municipais de Desenvolvimento Rural Sustentável (CMDRS);
- VI Elaborar os projetos técnicos, quando necessário;
- VII Enviar os processos, para análise, pela Secretaria Executiva do Programa Bolsa Verde.

Apesar de todas as exigências, a mesma Portaria esclarece no Art. 3º que ‘em nenhuma hipótese, o Programa destinará recursos financeiros às entidades parceiras, comprometendo-se, no entanto, a disponibilizar servidores para a capacitação de seus colaboradores’. Dessa forma, nota-se a dificuldade das entidades conveniadas em realizar todo o trabalho necessário e justifica-se a necessidade constante de busca de recursos por parte destas instituições parceiras para garantir o sucesso do Bolsa Verde.

No Edital do Programa Bolsa Verde para o ano de 2011, 24 novos processos foram montados pela equipe do Instituto Xopotó e enviados para análise pelo Comitê Executivo do programa. O lançamento do resultado das propostas aprovadas e efetivação dos novos contratos estava previsto para o fim do ano de 2011. No entanto passou-se um ano e até o momento não se divulgou o resultado deste edital. Isto tem gerado insatisfações e dúvidas quanto à validade do programa.

Até o momento, apenas produtores que se enquadram na modalidade de manutenção da cobertura vegetal nativa foram contemplados pelo Programa Bolsa Verde, visto que a segunda modalidade, recuperação da cobertura vegetal, ainda não entrou em vigor. Segundo Silva (2011), a principal dificuldade a ser superada no pro-

grama Bolsa Verde concerne à implantação da modalidade de recuperação da cobertura vegetal nativa. Isso ocorre porque esta requer maior volume de recursos financeiros e capacitação técnica intensificada para a elaboração de projetos técnicos que indicarão as formas mais adequadas de recuperação de fragmentos.

Percebe-se, por parte do Comitê Executivo do Bolsa Verde, grande esforço em aperfeiçoar o programa. Seminários de avaliação são realizados anualmente e participam membros do comitê executivo, instituições parceiras e membros da sociedade civil para opinarem a respeito dos potenciais e melhorias que podem ser feitas no programa.

Muradian et al. (2010) ressalta que o sucesso dos Programas de PSA depende sobretudo da sua inserção institucional. Isto pode ser observado na atual política de PSA do estado de Minas Gerais na medida em que a capacidade dos agricultores familiares de acessar estes programas depende do domínio de uma série de conhecimentos e técnicas desconhecidas por estes agricultores, além de uma capacidade de gestão, planejamento e articulação política. Isto faz com que os agricultores familiares que conseguem acessar os recursos do Programa são, em sua maioria, aqueles assessorados por intermediários, geralmente Organizações do Terceiro Setor (ONG's).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para implantar de forma efetiva qualquer sistema de incentivo econômico é importante debater de forma ampla e com foco regional, aspectos socioeconômicos, ambientais e políticos, considerando a necessidade de se estabelecer uma parceria efetiva entre o produtor rural e os órgãos ambientais. Entende-se que, a partir da implantação, monitoramento e durabilidade de programas de PSA, o homem do campo poderá estar mais assistido, potencializando o processo de conscientização ambiental dos agricultores. Os sistemas de PSA tendem a conciliar a produção agrícola com a proteção ambiental e podem auxiliar os produtores rurais a construir uma nova relação de sustentabilidade com o meio ambiente.

Os critérios de pontuação utilizados no Bolsa Verde não incentivam a adoção de sistemas alternativos de produção e não reconhecem áreas produtivas como prestadoras de serviços ambientais. Desta forma, o Programa valoriza apenas áreas preservadas ou que sejam destinadas à preservação.

Além disso, atenção deve ser dada à participação dos diferentes atores nas tomadas de decisão para que seja um sistema participativo e justo. Neste sentido, é importante avaliar critérios socioeconômicos para que os sistemas não favoreçam a concentração de terra e renda, visto que a tendência é que grande produtores recebam altos valores de PSA. Além disso, no modelo empregado pelo estado de Minas Gerais, é de fundamental importância que sejam repassados recursos financeiros para que as instituições credenciadas possam executar o trabalho de mobilização e de cadastramento de pequenos proprietários rurais, que envolve

análise documental, mapeamento e preenchimento de formulários específicos. Caso isso não aconteça, existe um risco iminente do insucesso ou da não efetividade do programa de forma ampla e equitativa no estado. É nítida a dificuldade que pequenos proprietários ou posseiros rurais possuem para adesão ao programa, por isso, o apoio às instituições credenciadas para realização deste trabalho é fundamental. Na ausência efetiva dos órgãos públicos de extensão rural, os pequenos proprietários rurais acabam ficando marginalizados e excluídos dos programas mais recentes de incentivo à conservação ambiental.

O estudo identificou reais possibilidades de incentivos econômicos aos produtores rurais na bacia. No entanto, são necessárias ações efetivas como, maior assistência técnica e informação para os produtores rurais, o que garante a concretização e sucesso destas políticas. Além disso, é importante reforçar as parcerias entre a sociedade civil, órgãos públicos e demais interessados na preservação ambiental aliada ao desenvolvimento socioeconômico do meio rural.

Ressalta-se ainda a necessidade de maior agilidade nos processos por parte dos órgãos políticos responsáveis pelos sistemas de incentivos econômicos, diminuindo as expectativas que são geradas nos produtores rurais e garantindo a efetivação dos programas.

6. AGRADECIMENTOS

Agradecimentos ao Instituto Xopotó, ao CNPq, à FAPEMIG, ao FUNBIO e aos produtores rurais pela oportunidade de realização do presente trabalho.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Lei Nº 12.651/2012, de 25 de maio de 2012. Institui o Novo Código Florestal. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 1965.

CAPORAL, F. R. 2011. Em defesa de um plano nacional de transição agroecológica: compromisso com as atuais e nosso legado para as futuras gerações. In: CAPORAL, F. R.; AZEVEDO, E. O. Princípios e perspectivas da Agroecologia. Instituto Federal de Educação, Ciência e tecnologia do Paraná – Educação à distância. 2011.

CORBERA, E.; SOBERANIS, C. G.; BROWN, K. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics*, v. 68, p. 743-761, 2009.

CORRÊA, J.B.L. Quantificação das áreas de preservação permanente e reserva legal e de seus impactos econômicos na bacia do Rio Pomba em Minas Gerais. 2006, 79p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG. 2006.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services

in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, v. 65, p. 663-674, 2008.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Disponível em : http://www.sosma.org.br/?s=Atlas+dos+remanescentes+florestais+da+mata+atlantica&post_type=post&enviar.x=-1095&enviar.y=-57. Acesso em junho de 2013.

IEF. Instituto Estadual de Florestas. Governo de Minas paga R\$ 6,5 milhões para conservar 28 mil hectares de vegetação nativa. 22 de Julho de 2011. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/noticias/1/1287-governo-de-minas-paga-r-65-milhoes-para-conservar-28-mil-hectares-de-vegetacao-nativa>. Acesso em: 24 de Março de 2012.

IEF. Instituto Estadual de Florestas. Bolsa Verde – Manual de Princípios, critérios e procedimentos para a implementação da Lei 17.727, de 13 de agosto de 2008. Belo Horizonte, 2010.

IEF. Instituto Estadual de Florestas. Bolsa verde: relatório anual de atividades 2010/2011. Diretoria de Desenvolvimento e Conservação Florestal. Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas, 2012. 120 p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. Monitoramento da qualidade das águas superficiais na Bacia do Rio Doce em 2007. Belo Horizonte, 2008. 171 p.

INSTITUTO XOPOTÓ. Relatório: Diagnóstico Socioeconômico e Ambiental de Propriedades Rurais de Municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó, MG. Brás Pires, MG, 2012.

MATTOS, A. D. M.; JACOVINE, L. A. G.; VALVERDE, S. R.; SOUZA, A. L. de; SILVA, M. L. da; LIMA, J. E. de. Valoração ambiental de áreas de preservação permanente da microbacia do ribeirão São Bartolomeu no Município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*. Viçosa, MG. v. 31, n.2, 2007.

MINAS GERAIS. **Lei Nº 17.727**, de 14 de agosto de 2008. Dispõe sobre a concessão de incentivo financeiro a proprietários e posseiros rurais, sob a denominação de Bolsa Verde, para os fins que especifica, e altera as Leis nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, e 14.309, de 19 de junho de 2002, que dispõe sobre as políticas florestais e de proteção da biodiversidade no Estado. Belo Horizonte, MG: Governo do Estado.

MINAS GERAIS. **Decreto Nº 45.113**, de 5 de junho de 2009. Estabelece normas para a concessão de incentivo financeiro a proprietários e posseiros rurais, sob a denominação de Bolsa Verde, de que trata a Lei no 17.727, de 13 de agosto de 2008. Belo Horizonte, MG: Governo do Estado.

MINAS GERAIS. Norma IEF Nº 106/2010. “Abre o prazo para recebimento de propos-

tas no âmbito do Programa Bolsa Verde e dá outras providências”. Belo Horizonte, MG: Instituto Estadual de Florestas.

MONTES CLAROS-MG. **Lei no 3.545/2006**, de 12 abril de 2006. Estabelece política enormas para o ECOCRÉDITO no Município de Montes Claros, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.montesclaros.mg.gov.br/publica_legais//leis_pdf/leis_2006/abr06/lei_3545_06.pdf>. Acesso em: 20 de Outubro de 2011.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P.H. **Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services**. *Ecological Economics*, 2010. N.69, p. 1202- 1208.

PNUD. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/idh/>>. Acesso em: 30 de Maio de 2011.

SANTOS, M. O. **BOLSA VERDE: Avaliação Preliminar do Pagamento por Serviços Ambientais a Propriedades Rurais localizadas em Quatro Municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó – MG**. Monografia (Engenharia Florestal). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, 2010.

SILVA, L. D. R. **PSA em Minas Gerais e o Pagamento por Serviços Ambientais**. In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. *Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília: MMA, 2011.

SILVA, L. D. R. **Programa Bolsa Verde**. In: PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. V.; TAFARELLO, D. *Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil*. Sao Paulo (Estado). Secretaria do Meio Ambiente / Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. São Paulo : SMA/CBRN, 2012. 336 p.

PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. V.; TAFARELLO, D. *Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil*. Sao Paulo (Estado). Secretaria do Meio Ambiente / Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. São Paulo : SMA/CBRN, 2012. 336 p.

VILAR, M. B. **Valoração Econômica de Serviços Ambientais em propriedades rurais**. 2009. 171 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG. 2009.

VILAR, M. B.; OLIVEIRA, A. C. C.; JACOVINE, L. A. G.; FERREIRA, M. G.; SOUZA, A. L. *Valoração Ambiental de Propriedades Rurais de Municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó, MG*. **Revista Cerne**, Lavras-MG, v. 16, n. 4, p. 539-545, out./dez. 2010.

WUNDER, S. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. CIFOR, Occasional Paper, No. 42, 2005.

NOTAS

¹Organização da Sociedade Civil de Interesse Público, com sede em Brás Pires – MG, criada em 1999 com o objetivo de promover a sustentabilidade do Território Nascentes do Rio Doce.

²Instituto Estadual de Florestas - IEF, Instituto Mineiro de Gestão de Águas - IGAM, Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais - EMATER, Gabinete do Secretário Extraordinário para Assuntos de Reforma Agrária do Estado de Minas Gerais – SEARA, Instituto de Terras do Estado de Minas Gerais – ITER, Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Minas Gerais – FAEMG e Federação dos Trabalhadores na Agricultura do Estado de Minas Gerais - FETAEMG.

Debate
Debate



Waiting for an Unlikely REDD

Digressions from Anthony Hall's most recent book*

Catherine Aubertin

Economist, Director of Research at the Institut de recherche pour le développement, IRD (France). Visiting professor at the Instituto de Estudos Socio-Ambientais, IESA - Universidade Federal de Goias - UFG.
catherine.aubertin@ird.fr

Recebido em 20.05.2013

Aceito em 03.06.2013

Debate

Apresentamos a seguir um debate sobre o recente livro do Professor Anthony Hall (Forests and climate change. The social dimensions of REDD in Latin America. Cheltenham, UK, Edward Elgar Publishing Limited, 2012. 213p. ISBN 9781849802826), que trata de pagamentos por serviços ambientais, tema do dossiê apresentado neste número 7 de SeD. Foi convidada para analisar esta obra a pesquisadora Catherine Aubertin, do Institut de Recherche pour le Développement - IRD, da França. Em seguida, O Professor Hall foi convidado a responder aos comentários dela. Esperamos, com isso, contribuir para enriquecer o debate, em alto nível, das ideias que difundimos.

Os Editores

Anthony Hall is professor of social policy at the London School of Economics. He specializes in social and environmental issues in the Brazilian Amazon. This book aspires to become a reference for the study of topics related to the financial incentive mechanism for reducing greenhouse gas emissions from deforestation and tropical forest degradation, known by the acronym REDD, in Latin America. The text is written for a broad audience and is carefully edited, containing a list of acronyms, an index and a substantial, 31-page bibliography.

Professor Hall adopts a social and cultural perspective of REDD. His arguments intend to counterbalance the economic and naturalist approaches, which he considers to lack the required complexity.

*A. Hall, *Sustaining Amazonia: Grassroots Action for Productive Conservation*, Manchester: Manchester University Press, 1997.

The book is divided, in a pedagogical manner, into 8 chapters. The first three constitute a reminder of the general context of REDD (i) the role of forests in climate change and related policies (creating protected areas, combating deforestation, certification etc.); (ii) the emergence of the concept of REDD and the various funds associated with climate negotiations (after the failure of the Clean Development Mechanism - CDM as applied to forest conservation); and (iii) the theoretical basis of REDD, using the market metaphor and briefly addressing the field of environmental economics (p. 54); The author presents guidelines – “Ready for REDD” - containing the standards and measurement criteria required by donor funds and their various reinterpretations, by country and by scale (national, regional, and local projects). These first three chapters are not merely descriptive, though. They present a critical analysis of the situation and introduce examples that illustrate the challenges in implementing uniform policies of “Ready for REDD”, anticipating the content of the following chapters.

Chapters 4 and 5 discuss the implementation of these policies in Costa Rica, Mexico and Brazil, and in countries that are preparing to engage in REDD: Ecuador, Bolivia, Panama, Peru, Paraguay, Colombia, and Guyana.

The last chapters support the notion that a diversity of situations must be considered, expanding the criticisms made in the previous chapters: the dangers of the commodification of nature, the need to review governance arrangements, the diversity of institutional contexts (p. 153) etc. Hall insists on the need to involve communities that live in the forests. The eighth and final chapter explores how the implementation of REDD can lead to strategies for social development, linking REDD to Bertha Becker’s slogan (curiously non quoted by Professor Hall) – “produce to conserve”.

The major interests of the book are two-fold. First, to present a history of REDD in both the theoretical and institutional contexts that led to its creation and applications; second, to provide an overview of REDD in Latin American countries, using numerous examples.

As an attentive reader, I would like to open the discussion with four main questions emerging from the text, albeit those questions were not directly addressed by Professor Hall in his book.

What is the efficiency of a market model for the conservation of tropical forests?

It has been found that in most Latin American countries the fight against deforestation by the State, after the disastrous 1990s and a peak in the early 2000s, had already begun to show good results long before REDD. Moreover, the overall outlook may not be as dramatic as the alarmist media suggest. Forests in Latin America cover a large part of the territory. Brazil protects 54% of its tropical forests, Colombia 70%, Ecuador 80%, Venezuela 72%; Peru comes at the bottom of the list with 35%. We must recall that the Aichi targets have increased the percentage of protected areas to 17%.



Today, most countries in Latin America are developing programs and pilot projects under the label of REDD+. The exceptions are Venezuela, Uruguay, Belize and French Guiana. The latter, however, participates in a conservation project involving countries of the Guiana Highlands. As widespread public policy corresponds to a decline in deforestation, the success of command and control policies should have led the author to question the enthusiasm surrounding a market mechanism such as REDD. Among other assumptions, one can put forth that REDD has been a source of windfall for many States and producers that are already engaged in the control of deforestation and in the process of technological revolution.

Hall's enthusiasm is somewhat surprising due to the diversity of institutional structures, geographical locations and social tensions in the countries engaged in REDD. He shows that the underlying market approach to REDD means that, regardless of the country, the conditions of land tenure, the causes of deforestation, the forest policies, the technical capability, the level of political mobilization and decentralization should support the implementation of the tool, which does not care about the heterogeneity of stakeholders: large and small scale farms, indigenous communities, frontier farmers, or farmers living near cities etc.

Above all, the very requirements of REDD call into question whether there exist enough technical capabilities allowing countries to implement them. Only China, Mexico and India can monitor their forest inventories in the long term as per the criteria for monitoring and evaluation requirements (measurement, reporting and verification - MRV). The requirements demand additionality - there must be proof that the REDD project does not provide benefits that could have been acquired without its adoption); checks for leakage - proving that the deforestation in one place is not been transferred to another); permanence - continuous performance etc. (p. 62). Countries have limited capacity for control, but the main obstacle resides in the lack of the scientific knowledge that allows robust relationships between the functioning of ecosystems, the definition and measurement of environmental services, changes in practices, payments, and the impacts on conservation ... Hall would have been welcome to discuss the statement that REDD is an intellectual speculation derived from the neoclassical economic theory that predates scientific knowledge.

The reader will have trouble finding REDD projects in the strict sense in Hall's book. The projects presented are either preparations for REDD in the multilateral negotiations of the Climate Convention (essentially those funded for training purposes and for the creation of structures) or projects called *PES-like*, i.e., that mimic the rhetoric of payments for ecosystem services without obeying its framework. These initiatives *PES-like* come from outside the Convention, which may come from the central State, decentralized institutions, universities, communities and private initiative through multiple combinations. Payments for avoided emissions or carbon sequestration are rarely linked to project results and are closer to investment costs, social transfers or greenwashing operations. We are witnessing an integration of the REDD and PES discourses in existing forest programs and even in sustainable development programs.

Nonetheless, Hall, includes all projects under the REDD label, not dealing with subtle distinctions between theory and practice, between REDD and PES, between “Ready for REDD” projects and programs that claim to exchange carbon credits. He passes quickly over the discussion of market opportunities opened by international negotiations and eases into the stimulating issue of describing local forestry policies very much distanced from the initial framework. If we can congratulate him on his pragmatism, we can also regret that he sustains a degree of confusion and does not further analyze the reasons why there are reinterpretations of the REDD concept when moving from an international to a local scale.

What are the links between producing an environmental service and meeting the needs of forest dwellers?

The fact that indigenous lands occupy one-fifth of the Amazon forest, and that this type of occupation is the most effective means for conservation is evidence, sometimes obscured, that distinguishes Latin America from the reality of other regions. 43% of Latin American forests are state-owned. 149 million hectares of Amazonian lands were transferred to indigenous and forest communities between 1985 and 2002 in Bolivia, Colombia, Brazil and Peru (p. 138). The rights of indigenous and local communities were recognized with the signing of major international treaties, whether Article 169 of the International Labor Organization or the Convention on Biological Diversity. The organization of indigenous movements is strong and has international support. In Latin America, it is not possible to think of a REDD project without taking into account indigenous peoples, who hold much of the best preserved land and who play a key role in the management of natural resources. We can thus understand the concern for establishing safeguards to ensure that REDD projects serve local peoples. Can we promote both the well-being of local populations and try to reduce CO₂ emissions?

Many stakeholders in fact, propose safeguards: World Bank, UN-REDD, CIFOR, CCBA, CARE International, and NGOs that defend both environmental and indigenous rights. They rendered meaningless the first RED model, which would have offset GHG emissions from developed countries according to a strict accounting in CO₂eq. Respecting the rights of forest peoples brings to the forefront the question of land tenure and the rights of indigenous peoples (which explains some tensions, such as the one displayed by Brazil at the last conference on biodiversity, in Hyderabad). The multiplication of these safeguards and the intrusion on the right of peoples in the debate transform REDD projects into local development projects with high priority given to social issues. Do we then still need a reference for REDD when Hall presents a guide for social impact assessment (SIA) for forestry projects that follow the CCB standard (Climate Community and Biodiversity Alliance)? Do we not simply return to development projects previously promoted by community-based NGOs? The strategy of continuously adding more social safeguards for REDD, to the point of a radical distortion from the initial purpose, carries with it a strong critique of the mechanism. Why then propose to improve the conditions for REDD’s implementation rather than explicitly reject the concept?



The author shows perfectly, with reference to the work of Elinor Ostrom, how market incentives undermine pre-existing social norms that conspired towards the conservation and collective management of natural resources for the common good, and not for private profit. He shows that the principles of REDD+, with their safeguards, reconcile forest conservation with productive activities, while fighting poverty and making communities stronger, are not new. They result from many experiences of community-based management of natural resources: extractive reserves and sustainable development reserves established in Brazil, collective fisheries, and several other examples of types of governance of the commons studied by Ostrom where the management of shared resources implies conservation. Thus, to support these experiences it was not necessary to include payments for ecosystem services or a series of conditionalities.

It may seem quite ironic that after all the effort to implement these community systems based on the collective good, one imposes a market tool that uses individual, monetary incentives (p. 154). Many studies have shown, nevertheless, that the decisions of smallholders do not depend on the pursuit of maximum profit, but on the security of land tenure, subject to the availability of family labor, according to the norms of consumption, social control and representations between nature and culture. Surveys of smallholders demonstrate their need for technical assistance, for market guarantees for their production, or for basic infrastructure, and not for the requirement of a system of payments contingent upon the adoption of good practices.

What are the actual transactions?

The reader may be struck by the small amount of funds mobilized through multilateral negotiations: only 10% of the announced funding has been approved, and much less has been paid out (p. 41). Of the approved US\$ 275 million from the World Bank and the UN-REDD, as of late 2012 only US\$ 59 million were paid out for all selected REDD countries. Brazil has spent almost as much on its own to reduce deforestation in the Amazon, with US\$ 52 million in the *Fundo Amazônia* (updated until September 2012 by BNDES). The author insists on the particular situation of Brazil, which, unlike the vast majority of Latin American countries, has not joined the Partnership Fund for Forest Carbon (FCPC). It does not receive financial or technical assistance from the World Bank or the United Nations. Also, project initiatives are not centralized by the federal government, but driven by the federated States and by private initiatives.

The situation is scarcely better in the voluntary market. 2010 marked the closure of the carbon credit exchange of Chicago. The Governors' Task Force on Climate and Forests (GCF) is slow to organize transactions between its member states. The reader will be unsatisfied with the text boxes in chapters 5 and 6 which describe REDD projects. The examples are not convincing and form a slightly wearisome list. Countries are treated in a heterogeneous fashion, according to available information, but, above all, the description of the projects does not go beyond information which could have been found in press releases. It is easy to deduce that intermediaries, brokers, international experts, NGOs that divulge good practices

and law firms that draft regulations are the primary beneficiaries of REDD. They feed on transaction costs.

Who gets what and based on what quantities of avoided CO₂? The book does not tell us very much about this. It gives little information concerning private transactions. The amounts recorded in the text are speculations based on tons of carbon avoided in the future compared to an improbable baseline, then multiplied by a forecasted price. The few figures that refer to fixed payments, such as the monthly \$R100 (*Reais*) in the Brazilian Government's *bolsa verde* (*green grant*), or calculations of opportunity costs (rice harvest by means of slash-and-burn practices by smallholders who live far from roads), have a very low market value. These amounts appear to be insufficient to lift forest peoples out of poverty.

What is the outlook?

Having made the option to build and end his argument with a plea for forest peoples, Professor Hall did not return to the assumptions that led to the invention of the REDD mechanism and does not question the concept of REDD itself. There is no discussion about a new form of green imperialism. There is barely any mention of the resistance of some groups to the commodification of the environment or any critique of the lifestyles of developed nations. Yet Hall does show that the diffusion of REDD has been accompanied by the standardization of forest representations and policies. Worldwide, REDD imposes the image of the forest as a carbon provider and promotes universal management techniques. The international institutions and developed countries (according to Annex 1 of the Climate Convention) provide technical and financial assistance that redefine official development aid by increasing conditionality and by imposing standards, measurements, satellite control systems and guides defining good practices.

Finally, the type of social development supported by Professor Hall seems to be cut off from a broader movement that questions our standards of consumption, because he remains focused at the local level. When he speaks of carbon benefits, he mentions mainly the financial returns for local people. He could have placed the issue in a more comprehensive context of a low-carbon economy, reflecting on international commitments, on negotiations and on the social choice for a low-carbon economy in which the forest would make its contribution. Hall's final remarks appear strictly sectorial (focused on local scale) with a curious shift to the science of complexity (p. 174), separating forests from other ecosystems (for example, deforestation in the Brazilian Cerrado or the Argentine Pampas) and from the management of the planet. They lack a reappraisal of the macro-policy approach adopted in the early chapters.

The reader will find in this book a good tool that provides details about many issues related to REDD. Since the book was written, the hopes placed in international financing related to the second phase of the Kyoto Protocol or in the generosity of private sponsors, in a voluntary market in which the supply of carbon credits would exceed demand, have dwindled. On the ground, NGOs and States that disseminated the concept are returning to their work for local development.

The overall enthusiasm surrounding REDD still remains to be understood, because it has proven to be ill-suited to the diversity of local realities and thus subject to distortions in its application. Without a doubt, the question of responsibility will be directed to academics and scientists who have done so much to legitimize the concept.

NOTA

¹ Translated from French by Catherine A. Gucciardi Garcez

Response to Catherine Aubertin's Comments

Anthony Hall

Professor of Social Policy Department of Social Policy
London School of Economics and Political Science London,
WC2A 2AE, United Kingdom a.l.hall@lse.ac.uk

Recebido em 07.06.2013

Aceito em 14.06.2013

I thank Professor Aubertin for her detailed review of my book, and the journal editors for allowing me the opportunity to respond. Her comments are well taken and I confess to sharing many of her reservations surrounding the relevance, feasibility and effectiveness of applying REDD policies to successfully addressing problems of tropical deforestation. However, as something of an optimist by inclination and acknowledging its many teething problems, I see REDD as a novel approach to forest conservation and livelihood strengthening that builds upon a long history of 'productive conservation' (Hall, 1997).

REDD is by no means a panacea, nor is it being portrayed as such, but it does, I and many others believe, have the potential to complement more traditional command-and-control measures by offering economic and other incentives to encourage more environmentally friendly behaviour by forest users. True, as Professor Aubertin notes, REDD+ projects that fulfil all the official technical criteria are a rarity (if not an impossibility) and 'PES-like' schemes are the norm. But the reality is that linking conservation goals to specific calculations of carbon sequestration and other environmental services is a highly imprecise exercise at the best of times. Flexibility and the adaptation of projects and programmes to diverse local realities must be the norm in practice.

Of necessity, REDD must be reinterpreted at the local level, as project design is adjusted to suit varying situation. Social safeguards must be included in order to help avoid any undesirable consequences for local populations. The fact that taking such precautions is a necessary part of the process does not negate the validity of the original concept. If REDD were to be rejected because of such concerns we would be 'throwing out the baby' with the proverbial bathwater. Overall, REDD offers a both a framework and a forum through which forest-based stakeholders such as small farmers and indigenous groups, as well as larger commercial producers, may participate in national debates over their roles, rights and responsibilities.

Alleged 'commodification' of nature linked to concerns over 'green imperialism' as a consequences of initiatives such as REDD will always be present and should be taken seriously. However, the careful design and introduction of PES/REDD programmes, with appropriate built-in safeguards, could offer a partial way forward in the struggle against deforestation while supporting forest peoples. Any attempt to impose a standardised, blueprint-type REDD model would, I agree, be a recipe for disaster. Yet the hope is that a combination of enlightened planning by a range of institutions together with grassroots pressure to ensure transparency and accountability will help ensure that the (perhaps overly optimistic) hopes of academics and scientists will come to fruition in the not-too-distant future.

Anthony Hall



Entrevista
Interview



Roldan Muradian and Esteve Corbera

*“The Simplicity of PES is Very Alluring,
but We Cannot Use Simple Solutions to
Solve Complex Problems”*

By Ludivine Eloy and Emilie Coudel

Interview

Although there is currently a boom of Payment of Ecosystem Services (PES) initiatives in Latin America, including Brazil, little evidence about their effects or implications has been generated so far. In this sense, the application of policies without evidence is dangerous, alerts Roldan Muradian, a senior researcher at Radboud University Nijmegen, The Netherlands. Esteve Corbera, a senior research fellow at the Universitat Autònoma de Barcelona, in his turn emphasizes the importance of visualizing in which ways the rules that accompany PES implementation may or may not undermine the livelihood strategies of participants and non-participants.

Muradian and Corbera - both of whom have spent the past 10 years researching on PES - have been internationally recognized due to their innovative approach to the matter, which goes beyond the conventional economic approach. Frequently co-authoring scientific articles on PES, both researchers use an institutional economy and political economy approach to analyze the origins, impacts and games of power associated with the implementation of PES in developing countries. While Muradian tries to better characterize market instruments and incentives for conservation, Corbera seeks to identify innovative and more effective ways to improve the implementation of PES.

Corbera and Muradian were invited by Ludivine Eloy and Emilie Coudel to give an e-mail interview to *Sustainability in Debate*. The main excerpts of the interview follow below.

1. Why, when and how did you start working on PES? What is your main interest on the subject?

Roldan Muradian: I started to work on PES about 10 years ago. At that time these

arrangements were just emerging, and they constituted a new way to address the relationship between environmental conservation and rural development. During the last decade there has been a considerable expansion of PES implementation and research. Currently, my main interest lies on understanding the behavioral implications of paying people to contribute to the common good (as PES arrangements aim to do). I am also interested in reformulating the theory of PES. I feel we must move away from the idea that PES arrangements are attempts to solve market failures (externalities). We need a more comprehensive theoretical framework to explain why, in fact, most “market-based instruments” for managing ecosystem services are far from being “markets”. “Market-based” is likely an inappropriate terminology to define the flexible (hybrid) policy arrangements to deal with the loss of natural ecosystems.

Esteve Corbera: I started working on PES in 2001, looking at the implementation of forest-based carbon offset projects in Belize and Mexico. The research was for my doctoral dissertation and the perspective that I adopted was that of political ecology. Since then, my interests in PES have broadened to incorporate more typologies of payment schemes and more research questions, such as how payments shape, align with or contradict conservation goals, how effective they actually are, or how planning for PES schemes interacts with other land-use planning processes, such as large-scale agricultural developments.

2. What changes did the ES/PES approach bring to the context of pre-existing environmental policies in Latin-American countries?

RM: I think the ES/PES approach constitutes a paradigm shift, which is replacing the previous approaches based on the so-called “integrated conservation and development projects”. This new paradigm comes with its particular language, theory and practice. This is not, however, unique to Latin America - it is a worldwide phenomenon.

EC: From a pure procedural perspective, the PES idea has induced changes in legislation and has translated into novel policy initiatives, which in most cases still have a subsidy-oriented nature. However, it involves further governance complexities, with the state operating as a central but not a unique actor to guarantee the functioning of these initiatives. But guaranteeing such functioning does not necessarily equate with environmental effectiveness or social development.

3. Is there a Latin American specificity in relation to the implementation and governance of PES?

EC: I think that Latin America has been in the driving seat of PES since the late 1990s and early 2000s, with key multilateral institutions, such as the World Bank, pushing for and supporting governments in the development of PES schemes at national and local scales. The national programs of Costa Rica and Mexico were pioneers and were soon followed by similar programs in other countries, like Ecuador. One can easily find various PES schemes at local level

in almost all Latin American countries, including the more recently promoted REDD+ pilot projects. A key PES governance issue to consider in Latin America is that communities and landowners very often own the land targeted by payments, which implies that there is wide scope for targeting payments to the poorest individuals and groups who own land and manage ecosystems that are critical for conservation. This means that PES arrangements have the potential to benefit the poor and monitor benefits and compliance more effectively, albeit with potentially higher transaction costs. Additionally, most Latin American countries have a very highly-skilled and committed civil society that can design and implement PES schemes -and mobilize and maintain funding- in a very effective and socially responsible manner, in cooperation with public agencies and international organizations, when relevant.

RM: The specificity so far has been that this is the most advanced world region in terms of PES implementation. The national schemes in Costa Rica and Mexico and the active role of the World Bank have been very instrumental in the promotion of PES arrangements among Latin American countries (responding to a regional demand).

4. In the countries that you have studied, what are the mechanisms that stimulate the participation of small-scale farmers in PES, or on the contrary, lead to their exclusion?

EC: As highlighted above, land tenure is critical for the design and transparent implementation of PES. A key conundrum in Latin America, however, may be to identify community members and landowners who are excluded from formal institutions and decision-making and ensure that they can also participate in project schemes and benefit accordingly. When working with poorest communities, it is important to dedicate time and resources to understand local political dynamics, including representation and legitimacy in community institutions. Also key is to pay attention to those who are not invited to join the PES scheme or do not receive adequate information from group and community leaders, and to investigate why that happens. It becomes then paramount to find mechanisms through which PES arrangements can reach those who are excluded on the basis of tenure, gender, culture, political reasons etc. and balance out the needs of the project (i.e. to guarantee participation and buy-in by a majority) and the needs of those who are excluded, but wish to participate. Seemingly, it is important to visualize in which ways the rules that accompany PES implementation may or not undermine the livelihood strategies of some non-participants or disempowered individuals and devise the appropriate mechanisms to avoid “impoverishment through conservation”. Finally, it is vital to understand that some individuals, groups or communities may reject upfront the development of a PES scheme and may not be willing to receive incentives for various reasons; in these cases their decision needs to be respected.

RM: I think that small-scale farmers are more likely to participate when payments are given to communities (as distinct from individuals), as happens in Mexico and Ecuador.

5. What are the main challenges to Latin American governments in the design and implementation a national PES policy?

RM. There are several challenges, but probably the three most important ones are: (i) How to deal simultaneously with multiple policy goals (for instance, the need to contribute to rural economic development and the need to enhance the provision of ecosystem services), which often are not aligned; (ii) How to ensure additionality, since both monitoring additional changes and fully compensating opportunity costs increase considerably the direct and indirect costs of implementing PES arrangements; (iii) To deal with the issue of how and when to stop the payments (and to foresee the consequences of the interruption). I think it does not make sense to pay landholders forever for the provision of ecosystem services. In addition, a fully internalization of ES provision would likely ruin the state. Is it affordable and desirable to set PES forever?

EC: As noted earlier, several governments have established national programs that mostly consist of stimulating communities and individuals to manage their land and/or forests in particular ways, mostly for the conservation of forest cover. These programs are complemented by local schemes of watershed-related payments or carbon offsets, promoted by multiple organizations and policy frameworks, from local policy and governance arrangements to cross-scale partnerships under the evolving, national REDD+ architectures, which in turn are being supported by the UN-REDD initiative and the World Bank's Forest Carbon Partnership Facility. I have not researched countries where PES national programs do not exist, so I cannot really give an informed opinion on what the challenges may be for the design of such programs. I can point out at least the following probable challenges: 1) Generate the additional resources necessary to support a program of this kind, which often requires external support and a reform of fiscal policies; 2) Develop a legislative framework that specifies clearly who is entitled to receive payments for the provision of all or certain ecosystem services; i.e., are those who own the land those who own any carbon offsets potentially sold from that land?; 3) Garner enough support from all government sectors and from civil society; and 4) Establish program rules that fit environmental, social development and political objectives, within a limited budget, simultaneously - if this is possible at all!

6. What lessons from the experiences you have studied could be relevant for the Brazilian government?

RM. There is currently a boom of PES in Brazil: new projects, new laws etc. I feel however that very little evidence (about effects or implications) has been generated so far. The application of policies without evidence is dangerous. We need to invest much more in knowledge generation. This does not hold only for Brazil. In general, the evidence about the effectiveness of PES projects is very scarce, in part because their implementation is relatively recent, but also because only few robust impact evaluation studies have been conducted (concentrated mostly in Costa Rica and Mexico).

EC: I have never worked in Brazil and I do not follow closely what is going on in the country in terms of PES program design and implementation. I follow REDD+ developments and read about PES schemes in the literature I come across and read for other research purposes. Therefore, what I have learned in countries like Mexico or Tanzania may not be relevant at all for Brazil. If I were a policy-maker and had been commissioned with the idea of developing a national PES scheme, the first thing I would do is review the literature from other countries that have national programs in place and talk to their managers, in order to get an accurate view on their programs' early intentions, procedural developments and lessons learned. The Mexican program, for example, has changed its rules almost every year to improve environmental targeting and to address pitfalls in the participants' application processes. The program had scientific and civil society support and advice from early on and this has facilitated learning-by-doing. My second thought, if I were a policy-maker, would be to discuss within government and with key civil society actors what should or should not be the aim of the program, in order to reach a consensus; i.e. should the program maximize social reach at the expense of environmental additionality? What landscapes and forests do we want to target and why? But, more importantly, why do we think that payments - more or less conditional - should be the mechanism used to foster conservation in those areas? Who owns those areas, and what are the underlying tenure dynamics? Will these dynamics of changing property rights affect the delivery and conditionality of payments? Are other conservation instruments perhaps more suitable? A third and final thought would be to think carefully on how we generate funding to support the PES program and to ensure that such funding comes from taxing environmental externalities, and not from raising income taxes or the like. Seemingly, one needs to ensure that payments can be sustained over time and should pay attention to the possible side-effects of inducing conservation through payments, i.e. altering conservation ethics if and where they exist, or inducing social conflict in the distribution of economic incentives.

7. What type of scientific knowledge is necessary to guide policy makers and why? How do available knowledge and techniques influence the decisions related to the implementation of PES?

EC.: We need further information on how effective - in environmental and social terms - PES schemes actually are, and we need to start documenting the effects - if any - of economic incentives on conservation behavior and motivations. In doing this, we need well-established implementation - which we already have for some programs and locations - and the definition of control groups. This information is crucial to provide policy-makers with relevant lessons on the extent to which payments really deliver conservation and what are their additional costs and benefits, in order to identify drivers of and barriers to conservation. It is likely that results differ across programs, locations and countries, since the success of PES schemes in their multiple objectives tends to be related to institutional conditions - including tenure regimes - and spatial dynamics related to land and forest value and rents. To date, my view is that many PES schemes have been developed under the premise that payments would induce conservation (of forest cover) and/or maintain the

provision of ecosystem services, but they have lacked the necessary baselines and control groups to demonstrate whether this has happened over time. This has to do with either lack of resources or misguided PES design, in which success is measured in terms of money disbursement and spatial allocation of resources and less so with controls for environmental effectiveness and social development in scientifically sound ways.

RM: Unfortunately there is a gap between knowledge and policy agendas. The policy agenda advances much faster, surfing the wave of the ecosystem services approach. The knowledge agenda is slower by definition (it takes much more time to generate new meaningful knowledge). This means that, as I said before, most policy design is done without considering the evidence (partly because it is missing).

Can payments make a difference in inducing the changes we need to avoid the destruction or recover valuable ecosystems? We do not know yet for sure, but it is very likely that payments alone will not be a panacea to solve environmental problems. We need to understand what makes land users change their relationship with natural ecosystems and adopt more environmentally friendly practices. I think that inducing sustainable behavioral changes requires a combination of mechanisms, at different policy levels. The simplicity of payments to solve environmental problems is very alluring, but in fact we have already learned that we cannot use simple solutions to solve complex problems.

RECOMMENDED READINGS

CORBERA, E., SOBERANIS, C.G. AND BROWN, K. 'Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme'. *Ecological Economics*, 2009, **68**:3, 743-761.

KOSOY, N., CORBERA, E. AND BROWN, K. 'Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico'. *Geoforum*, 2008, **39**:6, 2073-2083.

MURADIAN, R., ARSEL, M., PELLEGRINI, L., ADAMAN, F., et al. 'Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions'. *Conservation Letters*, 2013, no-no.

MURADIAN, R., CORBERA, E., PASCUAL, U., KOSOY, N., et al. 'Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services'. *Ecological Economics*, 2010 **69**:6, 1202-1208.

INTERVIEW WITH ROLDAN MURADIAN AND ESTEVE CORBERA

Esteve Corbera Elizalde – Bio and Photo



Photo Credit: Courtesy of Esteve Corbera

Esteve Corbera Elizalde, born in Barcelona in 1976, is a senior research fellow at the Institute of Environmental Sciences and Technology (ICTA) and the Department of Economics and Economic History, Universitat Autònoma de Barcelona. His research focuses on the governance of land-use management options for climate mitigation across scales, including the analysis of large-scale agriculture for biofuels production and of climate-policy and biodiversity conservation related instruments, such as carbon offset projects and Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD). He is a member of the Editorial and Advisory Boards of **Global Environmental Change** and the **Journal of Peasant Studies**, and a lead author in the 5th *Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. *More information can be found at www.estevecorbera.com.*

Contact Information: “Esteve Corbera Elizalde” <Esteve.Corbera@uab.cat>

Roldan Muradian – bio and photo



Photo Credit: Courtesy of Roldan Muradian

Roldan Muradian, born in Venezuela in 1973, is a senior researcher at the Center for International Development Issues, Radboud University Nijmegen, The Netherlands. Dr. Muradian has more than 45 international publications in the fields of rural development and environmental governance. One of his recent publications is the book entitled **Governing the Provision of Ecosystem Services**, published by Springer. From July to December 2013, he will be Visiting Professor at the Federal Rural University of Rio de Janeiro. He will be studying cases of PES in the Mata Atlântica biome in Brazil.

Contact Information: r.muradian@maw.ru.nl

Artigos
Articles



Sobre palavras e atos no consumo sustentável no Brasil: os “aparentes paradoxos” de uma pesquisa qualitativa

Rita de Cassia Monteiro Afonso¹, Roberto Bartholo²,
Dorothea Kleine³, Maria das Graças Brightwell⁴

^{1,2} Instituto Alberto Luis Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia -
Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE/UFRJ - Rio de Janeiro, RJ - Brasil
ritaafonso@globo.com, bartholo.roberto@gmail.com

³Royal Holloway, University of London - Londres - Reino Unido
Email: dorothea.kleine@rhul.ac.uk

⁴Royal Holloway, University of London - Londres - Reino Unido
Email: graca.brightwell@rhul.ac.uk

Recebido em 11.03.2013

Aceito em 07.06.2013

ARTIGO

Resumo

Este artigo - recorte de uma pesquisa mais ampla denominada *Choices Project: Leveraging Buying Power for Development – Ethical Consumption and Sustainable Procurement in Chile and Brazil* - tem por objetivo “iluminar” alguns “aparentes paradoxos” encontrados nos discursos de entrevistados brasileiros em uma pesquisa qualitativa e analisar contradições no que se refere à discurso e prática sobre consumo sustentável. Por isso, o artigo apresenta o contexto político institucional brasileiro para o desenvolvimento sustentável com foco no consumo, as aparentes contradições encontradas na pesquisa e sua análise e conclui com os desafios que nos indicam aspectos para reflexão no estabelecimento de uma política de consumo consciente com parte de uma política mais ampla de desenvolvimento sustentável capaz de redesenhar o tecido urbano e assegurar prosperidade e qualidade de vida a todos.

Palavras chaves: Consumo consciente no Brasil; Compras públicas sustentáveis no Brasil; Novo mercado consumidor no Brasil.

Abstract

This article analyses some results of a broader research project called *Choices Project: Leveraging Buying Power for Development - Ethical Consumption and Sustainable Procurement in Chile and Brazil* - aims to “shed light” on some “apparent paradox” found in the speeches of Brazilians interviewed in a qualitative research and analyzing contradictions between their discourses and practice on sustainable consumption. Therefore, the article presents Brazilian political and institutional background for sustainable development with a focus on consumption, the apparent contradictions found in the research and its analysis and concludes with the challenges that indicate aspects for consideration in establishing a conscious consumption policy as part of a broader sustainable development policy capable of redesign the urban network and ensure prosperity and quality of life for all.

Keywords: Ethical consumption in Brazil; Sustainable public procurement in Brazil; New consumer markets in Brazil.

INTRODUÇÃO

Este artigo se apoia nos resultados de um projeto de pesquisa denominado “Choices Project: Leveraging Buying Power for Development -Ethical Consumption and Sustainable Procurement in Chile and Brazil”¹, proposto pela Royal Holloway, University of London aos parceiros Universidad Diego Portales - UDP - em Santiago do Chile e Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ; e financiada pelo Economic and Social Research Council - ESRC.

Com duração de 18 meses – outubro de 2011 a março de 2013 - seus objetivos gerais podem ser assim resumidos: (i) identificar como o consumo “ético”² é construído no discurso e na prática; (ii) identificar expectativas relativas às compras públicas; e (iii) analisar os padrões operacionais do sistema de compras públicas.

Para tanto, a equipe investigou - em estudo documental e pesquisa com grupos focais - como o consumo ético é construído, no discurso e na prática, no Chile e no Brasil³, investigou e produziu relatórios sobre os sistemas de compras governamentais, especificamente os sistemas eletrônicos - ChileCompra (Chile) e Compras.net (Brasil) - e seus critérios sustentáveis⁴ (como eficiência energética, emissões de baixo carbono, desenvolvimento de pequenas empresas, etc.), bem como contextos político-institucionais que lhes favoreçam em cada país.

Este artigo tem um campo de investigação mais restrito: se apóia nos resultados brasileiros dos grupos focais destacando contradições observadas entre discursos e práticas dos entrevistados. Estas contradições, que chamamos “aparentes paradoxos”, nos ajudam a refletir sobre possíveis dificuldades do consumo consciente ou da politização do consumo.

Assim, apresentaremos a metodologia geral do projeto e o recorte pretendido no artigo, um resumo do contexto político-institucional brasileiro e as descobertas nos grupos focais.

METODOLOGIA

Por meio de revisão bibliográfica foram realizadas sínteses de pesquisas e artigos sobre consumo ético. Investigou-se documentos, artigos, sites e entrevistou-se gestores públicos para a compreensão dos contratos e sistemas de compras. Realizou-se 16 grupos focais no Brasil para o entendimento do comportamento ético de compra do indivíduo, suas práticas e percepções sobre o comportamento ético do Estado relativo à compras.

As entrevistas foram gravadas e transcritas em sua totalidade, analisadas por meio do *software* Atlas.TI© para identificação de temas emergentes e elaboração de um guia de tópicos.



Tabela 1: Projeto Grupos Focais. Fonte: Elaboração própria

	Grupo/ gênero	Idade	Classes econômicas ⁶	Localidade	Cidade/ Estado	Quantidade
1	Mulheres	adultas	média/alta	urbano	Florianópolis, Santa Catarina	7
2			média/alta	urbano	Distrito Federal, Brasília	5
3			baixa	urbano	Vitória da Conquista, Bahia	5
4			média/alta	urbano	Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	5
5	Homens	adultos	média/alta	urbano	Distrito Federal, Brasília	5
6			baixa	rural	Praia Grande, Santa Catarina	7
7	Adultos jovens estudantes	18 a 24	média/alta	urbano	Guaratinguetá, São Paulo	4
8	Adultos jovens	18 a 24	média/alta	urbano	Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	5
9	trabalhadores	18 a 24	baixa	rural	Praia Grande, Santa Catarina	6
10	Adolescentes	16 a 18	média/alta	urbano	Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	5
11	Consumidores conscientes	adultos	indiferente	urbano	Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	5
12	Jovens	16 a 19	indiferente	rural	Glória do Coité, Pernambuco	8
13	Adultos militantes em etnia	adultos	indiferente	urbano	Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	6
14	Artistas	adultos	indiferente	urbano	Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	4
15	Produtores orgânicos	adultos	baixa	rural	Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	5
16	Funcionários públicos	adultos	média	urbano	Araçajú, Sergipe	5
TOTAL DE GRUPOS: 16				TOTAL DE PARTICIPANTES: 87		

Ao todo foram realizados 16 grupos⁵, conforme a Tabela 1:

O roteiro das entrevistas foi dividido em quatro partes: (i) compras individuais, (ii) compras públicas, (iii) conceitos e (iv) práticas sustentáveis. Na primeira parte buscou-se identificar os critérios utilizados. Na segunda, buscou-se identificar critérios desejados para compras públicas, explorando opiniões sobre possíveis influências que “pessoas comuns” exercem sobre tais compras. Nesta parte, foram mostrados cartões com critérios para os participantes. Na terceira parte foram explorados conhecimentos e percepções sobre conceitos envolvidos na temática do consumo “consciente”. Na quarta parte foram exploradas atitudes e práticas cotidianas dos entrevistados relativamente a um modo de vida vinculado à uma “ética da sustentabilidade”.

BREVE CONTEXTO DE DESENVOLVIMENTO DOS TEMAS

A partir da década de 1990, com a percepção do impacto ambiental dos altos padrões de consumo das sociedades, emerge um novo discurso no pensamento ambientalista internacional, que incorpora não apenas a produção, mas também

padrões de consumo e estilos de vida. Configura-se o que Portilho (2005, p. 39) designou como um deslocamento nos horizontes do ambientalismo, ganhando centralidade os “problemas ambientais relacionados ao consumo”.

Esta nova perspectiva é tema, em 1992, de debates da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento cujo documento oficial dedica um capítulo ao tema “padrão de consumo” com recomendações para minimizar seus impactos para o desenvolvimento sustentável (CNUMAD, 1992, cap. 4). É tema, em 2002, da Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável, na qual se afirma que sem a implementação de políticas públicas consistentes, a questão do consumo não poderia ser enfrentada. A reunião da Cúpula propôs a elaboração de um conjunto de programas, com duração de dez anos - *10 Years Framework Program* - apoiando iniciativas para promoção de mudanças nos padrões de consumo e produção, o que resultou no Processo de Marrakesh.

ALGUMAS INICIATIVAS POLÍTICO-INSTITUCIONAIS BRASILEIRAS

O Brasil aderiu ao Processo de Marrakesh em 2007. Em 2008 a Portaria nº 44 de 13 de fevereiro instituiu o Comitê Gestor Nacional de Produção e Consumo Sustentável, articulando vários ministérios⁷, com a finalidade de elaborar o Plano de Ação para a Produção e Consumo Sustentáveis – PPCS (MMA, 2011) que teve lançamento oficial em novembro de 2011.

O plano busca o envolvimento da sociedade em sua implementação e reúne seis ações prioritárias: aumento da reciclagem, agenda ambiental na administração pública, construções sustentáveis, varejo e consumo sustentáveis, educação para o consumo sustentável, compras públicas sustentáveis.

Outras iniciativas político-institucionais reforçam e avançam na questão: criação da Secretaria Nacional de Economia Solidária, em 2003; Política Nacional de Mudança do Clima (PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA, 2009); Lei 11.947 (PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA, 2009a), sobre refeições saudáveis no sistema de merenda escolar; Instrução Normativa 01 (MPOG, 2010) com critérios de sustentabilidade ambiental na aquisição de bens, contratação de serviços ou obras; e Política Nacional de Resíduos Sólidos (PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA, 2010).

No campo das compras públicas sustentáveis tem merecido destaque o uso do procedimento licitatório com metas de interesse público, designado tecnicamente como “uso do poder das compras governamentais” (FERNANDES, 2008, p.7). Tal prática, longe de evidenciar esgotamento de suas potencialidades como instrumento de política econômica, aponta crescente internalização das questões socioambientais nas práticas e diretrizes normativas emanadas pelo governo. Os temas entram com vigor na agenda política do governo indicando caminhos para redesenho nas políticas públicas (MACHADO, 2002) e resulta em crescimento das licitações sustentáveis:



Gráfico 1: Evolução e Crescimento das Licitações Sustentáveis no Brasil. Fonte: SECOM, 2012.

Não parecemos estar diante de um fenômeno fugaz, mas de um instrumento de política pública (ARIZTIA *et al*, 2013). Práticas como “licitação sustentável”, “compras públicas sustentáveis”, “ecoaquisição” e “compra ambientalmente amigável” são novas expressões correntes, que se propõem a servir de *guidelines* para novas práticas, tais como as de Biderman *et al*, (2008, p.25). Para Couto e Ribeiro (2011, p.2), “o conceito de Compras Públicas Sustentáveis surgiu como proposta efetiva de promover políticas de contratação pública que favoreçam o desenvolvimento e a difusão de mercadorias e serviços favoráveis ao meio ambiente”.

O mercado responde criando nichos e oportunidades de negócios, conferindo um “esverdeamento” a ofertas. Enquanto opta-se por novas marcas verdes, vive-se a esperança de que novas tecnologias assegurem a perenização do modelo de consumo atual. Como apontam Gonçalves-Dias e Moura (2007, p.6) “(...) giram em torno da escolha entre marcas e pouco é discutido sobre os efeitos do consumo excessivo”. Desde a perspectiva do mercado, há duas correntes de pensamento. A primeira se origina no empresariado com proposições para o debate relativas à promoção da responsabilidade social empresarial e a conscientização socioambiental dos consumidores, vertentes que se confundem com o marketing das empresas. A segunda se origina em organizações da sociedade civil que avançam na promoção da cidadania dos consumidores com ramificações políticas em esferas de partido e governo, o que propicia campo fértil para sua instrumentalização por interesses de cunho eleitoral (BARTHOLO, AFONSO e PEREIRA, 2012).

Na academia, os estudos sobre padrões de consumo e estilos de vida ganharam atenção; não apenas de economistas, mas de variados campos das ciências sociais que discutem modernidade e política (GIDDENS, 1991, 1996 e 1997; EDEN, 1993; HELLER e FEHÉR, 1998; SOUZA SANTOS, 1999), o papel do cidadão no ambientalismo, a sociedade e a cultura do consumo, e o consumo cidadão na era global (BAUDRILLARD, 1995; FEATHERSTONE, 1995; CANCLINI, 1996; SPAARGAREN e VLIET, 1998; SPAARGAREN e MOL, 2008; HALKIER, 1999; PAAVOLA, 2001a, 2001b; DOUGLAS e ISHERWOOD, 1990; RITZER, 2001; MILLER, 1997).

No Brasil é ainda frágil o enraizamento acadêmico dos estudos e pesquisas críticos

e independentes (BARTHOLO, AFONSO e PEREIRA, 2012). O principal domicílio institucional das pesquisas empíricas está em organizações vinculadas às políticas de governo ou às estratégias empresariais.

O levantamento da produção acadêmica brasileira evidencia uma bifurcação: de um lado os que identificam no consumo ético um vetor político, capaz de impulsionar transformações na organização da cultura e da vida em sociedade mais amplas do que a mera expansão dos mercados como em Portilho (2004 e 2005); Fontenelle (2005); Barros e Costa (2008); Rattis Teixeira (2011) e, de outro lado os que, se distanciando de uma politização do consumo, empenham-se numa aproximação exploratória por mensurar algumas dimensões deste fenômeno, como encontramos em Bedante (2004); Bertolini e Possamai (2005); Baisch (2008) e Freitas e Resende (2010).

As discussões apontam para um novo olhar crítico sobre a economia, onde o consumo é um ato relacional e dialógico, pois falar de padrões de consumo e estilos de vida implica colocar em discussão modos de relação e condição de vida, já que o consumo não se limita à compra, abrange o enquadramento valorativo e regulatório das interações humanas.

Este contexto, que confere esta nova perspectiva sobre o consumo, torna-se ainda mais evidente se considerarmos as designações adotadas - como consumo *verde*, consumo *ético*, consumo *responsável*, consumo *consciente* - referidas à necessidade de se redesenhar o enquadramento valorativo do ato de consumir.

Faz-se manifesta uma nova incorporação discursiva: preocupações socioambientais impregnam os estágios do processo de compra e contratação dos agentes públicos, com benefícios para o ambiente e a sociedade. Cresce o reconhecimento de que compras públicas são um vetor de transformações e mudanças, na medida em que são eficazes para a proteção do meio ambiente e servem como referência exemplar para práticas privadas, como em Burja (2009); Sanne (2002); Thogersen (2005) e Wolff e Schönherr (2011).

A inserção do tema sustentabilidade nas compras governamentais provoca redesenhos no arcabouço regulatório, com implicações jurídicas e institucionais. Podemos afirmar que as ações aqui apontadas neste campo parecem ter um caráter seminal a serviço do redesenho de uma nova institucionalidade.

Com este olhar de transformações nas relações de consumo, buscamos, nas entrevistas da pesquisa qualitativa, as contradições. A bem da verdade, as contradições “saltam” do exame das transcrições das entrevistas. As mudanças no contexto político-institucional de um lado se instituem para acolher e estimular a transformação socioambiental e de outro, incitam o cidadão a desempenhar seu papel consciente e usar seu poder de compra pra forçar o mercado à produção do que quer consumir. Mas o que relataremos a seguir gera dúvidas sobre o que quer o consumidor e sobre sua possibilidade de interferir e fazer avançar a prática. Nos

desafia a tentar compreender a amplitude de uma proposta de “educação para o consumo sustentável” frente ao contexto.

INTERPRETANDO A VOZ DOS GRUPOS FOCAIS: OS APARENTES PARADOXOS DO CONSUMO CONSCIENTE

Retiramos dos grupos focais os aspectos que saltam da totalidade das transcrições e análises dos grupos focais se procuramos contradições ou impedimentos para o crescimento do consumo consciente. Estes aspectos apontam para o que chamamos de “aparentes paradoxos”.

São contradições que sugerem dúvidas quanto ao consumo politizado. Todavia, ao relacioná-los ao contexto, são esperados porque as circunstâncias os favorecem. Estas considerações precisam ser levadas em conta nas políticas de consumo quando se pretende o cidadão como instrumento desta mudança.

Trazemos somente parte das falas descontextualizadas do todo ou mesmo do grupo, porém, são as que mais claramente destacam os aspectos que queremos evidenciar. Ressaltamos que a totalidade das transcrições nos permitem as afirmações que fazemos e as questões decorrentes delas nos auxiliam a refletir sobre ações de estímulo para a transformação social que lhe corresponde (ou lhe é atribuída).

Importante ressaltar que as entrevistas ocorreram próximas a realização da Rio + 20 - Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável -, no Rio de Janeiro, e ganhou a grande mídia no Brasil, o que pode ter influenciado os diversos discursos, afastando-os no sentido que aqui os encaramos, das práticas dos entrevistados.

Em seguida apresentamos uma síntese de tais resultados.

- Onde discurso e prática se encontram

Primeiro, gostaríamos de evidenciar que nos depoimentos de dois grupos os “aparentes paradoxos” não estão presentes: os pequenos agricultores familiares e os militantes de organizações não governamentais pelo consumo consciente. Nestes dois grupos discursos e práticas apareceram imunes aos “aparentes paradoxos” apontados na sequência.

Estes grupos evidenciaram tanto o domínio dos discursos, quanto declaram práticas alinhadas a eles:

“Eu tenho uma preocupação também, além do transgênico, com o consumo excessivo de combustível fóssil, gasolina, petróleo. Isso aí é complicadíssimo e o mercado estimula isso. Todo mundo ter carro, é maravi-

lhoso, né? Mas é uma faca de dois gumes, é um tiro no pé” (produtores orgânicos/ baixa Piabetá, RJ).

“A minha preocupação seria sempre o coletivo. Tivesse compromisso social, independente de ser pequeno ou grande; tem compromisso social, tá com tudo comigo. Mas se não tem comprometimento social, meu filho, está fora” (produtores orgânicos/ baixa Piabetá, RJ).

“Você paga 8, 10 reais num quilo de cenoura orgânica, vamos dizer, mas você vai deixar de gastar no remédio e no veneno” (produtores orgânicos/ baixa Piabetá, RJ).

“Depende do produto. Se for coisa de limpeza, produto de limpeza eu acho muito difícil, porque é uma química que a gente não consegue sair. A gente tenta alternativa, busca alternativas...” (consumidores conscientes / Rio de Janeiro, RJ)

“Eu abri mão do automóvel. Solucionei, acho, que a questão de trânsito, poluição, trabalho em casa, que dizer, moro no lugar onde eu trabalho e aí minha forma de lidar com o trânsito é outra. Metrô, ônibus, taxi, acabo usando taxi, mas não mais carro...” (consumidores conscientes / Rio de Janeiro, RJ).

“Bicicleta, a gente usa bicicleta. Eu trabalho perto, ela está trabalhando em casa. A escola da filha é perto. O consultório é perto. Tudo é perto pra gente. Eu dou aula no Parque Laje, então a gente está mais ou menos estrategicamente no mesmo centro. Isso facilita” (consumidores conscientes / Rio de Janeiro, RJ) .

- O discurso desgarrado da prática nos grupos de renda mais alta

As classes de renda mais alta, de uma maneira geral, evidenciam um discurso elaborado sobre os temas pesquisados, algum domínio do vocabulário do campo do chamado desenvolvimento sustentável e das questões relativas à qualidade de vida a ele associadas, evidenciando informação. Mas os vínculos dessa retórica com suas práticas de vida cotidiana são tênues (ou mesmo nulos), com observado a seguir:

“ Eu me lembro quando apareceu o chester, ‘ que diabo de bicho é esse?’ Então, eu tenho uma visão política sim, mas não tenho tanto cuidado, como gostaria até de ter, como a [fulana] tem, como a [cicrana] tem, com a saúde, no caso. Mas eu tenho a noção, o conhecimento... Só não



muito a disposição” (mulheres / terceira idade/média-alta/ Rio de Janeiro, RJ).

“ Quando eu penso em outros consumos... cremes ou coisas de higiene, assim, eu não vou numa farmácia pensando num... ainda não chegou...” (mulheres adultas/média-alta/Brasília, DF).

“Agora só com relação a essa coisa das compras, comigo acontece uma coisa singular. Eu prefiro sempre as melhores coisas, porque como eu não tenho muito critério de qualidade, então, por exemplo, eu já gosto de ir numa boa loja que eu já garanto, entrando ali, já tem uma certa qualidade garantida, ou seja, eu não vou errar na qualidade, por exemplo, do tecido. Então, há muito tempo, eu sempre compro nessas casas tradicionais” (homens adultos/média-alta/Brasília, DF).

“É, a marca. Eu quero um *Iphone* porque é um *Iphone*, não é porque ele faz alguma coisa, eu não preciso de nada do que ele faz, é porque eu quero mesmo” (jovens/média-alta/Rio de Janeiro -RJ).

“Passa pela minha cabeça sim, mas é um pouco mais individualista. É o meu organismo. Mas eu não sou muito exigente em relação a isso, eu não corro atrás de um frango...” (mulheres/ média/alta/Brasília, DF).

“Talvez você não pense nisso na hora, depois você pode até pensar, você sabe que é prejudicial ao meio ambiente, mas quando você está comprando não vai pensar” (funcionários públicos / média/ Aracaju, SE).

As entrevistas nos mostram que há informação, compreensão do que seja a sustentabilidade em seus aspectos ambientais, sociais e muitas vezes, mesmo os culturais, além dos econômicos. Os entrevistados chegam a apontar quais “deveriam” ser seus comportamentos, mas fica evidente que as ações não correspondem à informação adquirida. Os próprios entrevistados declaram ser mais “individualistas” ou que ainda “não chegou” este suposto alinhamento entre as informações e suas atitudes ou ainda, há uma certa manifestação de desacordo entre o que pensam e o que fazem, como se o que fazem fosse um passo adiante de manifestação do que pensam, ainda não alcançado.

- O discurso alinhado a prática nos grupos de renda mais baixa

As classes de renda mais baixa, ainda que não evidenciem um discurso articulado sobre os temas, evidenciam práticas mais próximas das “esperadas” para um consumo sustentável. Seus discursos são simples e se apropriam menos de termos ou temas

ligados à discussão de sustentabilidade. Suas práticas cotidianas, entretanto, são mais afinadas com um estilo de vida sustentável, ainda que não se afirme aqui um “consumo consciente” e sim imposições das circunstâncias, das necessidades e/ou da cultura.

“Eu tenho um exemplo de um homem que passa com caminhonete vendendo verdura, sempre que ele vem, eu compro. O açaí eu compro do Valério, que é um cara lá da Esperança que está lutando” (homens/ baixa/ Praia Grande, SC).

“Não, a gente cozinha todos os dias a gente não tem aquela coisa de comer miojo ou coisas instantâneas... é muito difícil” (mulheres/baixa/Vitória da Conquista/BA).

“O alimentício se avalia a necessidade, por exemplo, coisa que se produz não se compra, carne, banha, verdura, feijão, aipim, não se compra. Se compra açúcar, café, as coisas que não se produz. E eletrônico é por necessidade, se precisa mesmo, compra” (adultos jovens /baixa/ Praia Grande, SC).

“Sempre faço uma listinha, vou lá no mercado e compro o necessário” (adultos jovens /baixa/ Praia Grande, SC).

As classes de renda mais baixas declaram consumir de maneira mais alinhada com o que descreve o conceito de consumo consciente, por outro lado, na maioria das vezes, sequer se dão conta disto. A compreensão de seus contextos de vida nos deixa depreender que seu consumo está limitado por seu ambiente, circunstâncias e baixo poder de compra. Ou seja, nestas localidades, pequenas cidades do “interior”, há mais oferta de produtos caseiros, artesanais, sem agrotóxicos ou ainda, há hábito de plantar em casa, ou comprar produtos plantados pelos vizinhos, amigos ou conhecidos. Estes grupos deixam claro que não têm hábito de frequentar *shopping centers* ou centros comerciais (em alguns grupos pela falta de recursos para o transporte) e que compram do comércio local, mais acessível. E mesmo quando vão a mercados, tendem a comprar produtos menos preparados industrialmente, como foi o caso do Miojo (macarrão instantâneo) citado em dois grupos com estas características, como referência implícita de algo que não é “bom” ou que está fora de sua cultura.

Em contraposição, nos grupos rurais os discursos tem mais estreita vinculação com os atos de vida cotidiana, evidenciando familiaridade com efeitos das escolhas de consumo sobre a saúde e o meio ambiente, ainda que não haja tanta retórica explicativa:

“Também estou na mesma, porque nós temos que se preocupar sim, porque, às vezes, se nós não se preocupar, nós mesmos se contaminamos, né?” (produtores orgânicos/Rio de Janeiro, RJ)



“Eu compro de produtor local feijão, milho, pra consumo, pra tratar dos animais” (homens/baixa/Praia Grande, SC).

“A gente sabe que tem uma campanha que é lei eles cuidar dessa parte ambiental, ter um socioambiental dentro da empresa, e às vezes eu tento evitar e comprar coisas daqui, que não são produzidas na minha cidade, tipo, mais produto natural, frutas tento comprar a da estação, nem compro, né, eu pego no pé, a gente tem essa liberdade. E arroz, tem produzido na região...” (homens/baixa/Praia Grande, SC).

Os participantes das classes de renda mais baixas não apresentam para suas práticas de consumo sustentáveis discursos justificativos ou que façam apologia de seus atos. Tais atos de consumo falam por si mesmos. São mais determinados pelas necessidades do que por opções ideológicas. As circunstâncias em que tais atos ocorrem evidenciam um maior acesso relativo a produtos orgânicos, de produção caseira, de pequenos produtores ou fabricantes, com presença relativa maior de produtos da chamada “economia solidária”. Uma decorrência lógica por nossa interpretação é que classes de renda mais baixa consomem menos produtos incompatíveis com o consumo dito consciente não por serem mais altruístas, mas por não disporem de renda para comprarem e consumirem mais. Sem disporem de dinheiro suficiente para adquirir bens industriais ofertados nos mercados, ou ainda por hábito, fruto da cultura na qual estão inseridos, optam por produtos (muitas vezes orgânicos) de produção caseira não por “livre” escolha de um suposto “consumidor consciente” e, sim, condicionada pela pouca renda monetária disponível e pela imposição das necessidades e circunstâncias. É dentro deste contexto que, sem apego a marcas, priorizam adquirir produtos locais e/ou de maior durabilidade.

“Mas analiso a qualidade também. Por exemplo, o tomate comprado eu não como, porque eu sei que vai muito agrotóxico. Então o que eu produzo lá na horta, que é daquele pequenininho, cereja, não tem nada de veneno, então aí eu como” (homens/baixa/Praia Grande, SC).

“O aipim também é outro produto que não vai nada de agrotóxico, então eu gosto de comer ele e troco a batata inglesa pelo aipim, porque eu sei que a batata inglesa vai bastante veneno. Embora eu goste dela, troco ela pelo aipim, porque ele é um produto natural, que não vai nem adubo, nada. Mas comprar orgânico, não” (homens/baixa/Praia Grande, SC).

“Hábito de comprar orgânico não temos, não precisa. A gente produz” (homens/baixa/Praia Grande, SC).

- A pressão da necessidade nas escolhas nos grupos de renda

mais baixa

Preço e qualidade são os principais critérios de escolha. Preço é critério-chave mesmo para membros das classes de renda mais alta, que dispõem de um maior leque de opções de escolha. No caso de classes de renda mais baixa há consciência da pressão imposta pela necessidade, inclusive impondo restrições ao leque de escolhas possíveis, como exemplarmente expressos nos depoimentos a seguir:

“A gente compra muito pela necessidade. Na escolha... por exemplo, a gente vai lá na feira, tá faltando um tempero ou uma verdura, a gente olha, vê o que não tem .. e compra o mais em conta também...” (mulheres/baixa/Vitória da conquista/BA).

“No meu caso mesmo é assim... às vezes eu fico usando uma coisa demais... fica gastando... não dá mais pra usar...aí eu compro! Eu fico repetindo demais a blusa... fica gastada. Aí não tem mais serventia... aí eu vejo que tô precisando comprar uma roupa” (mulheres/baixa/Vitória da conquista/BA).

- Acesso a produtos mais “sustentáveis”

Entre depoimentos de pessoas do meio rural (e também habitantes de pequenas cidades) os hábitos de consumo incluem um espectro de alternativas significativamente mais amplo que a compra de bens oriundos da produção industrial. Dois elementos merecem especial menção no consumo desses grupos: a aquisição de alimentos, roupas, produtos de higiene pessoal e de limpeza produzidos localmente por pequenos empreendimentos; e as relações de troca não monetárias e cooperação com vizinhos. Essas duas presenças fortes contribuem para ampliar o peso relativo dos alimentos e produtos orgânicos no consumo total. Deve também ser especialmente recordado que no meio rural há maior oportunidade para as pessoas disporem de uma horta própria ou terem acesso a uma:

“Lá em casa a gente faz sopa, a gente não faz um miojo... se for o caso de usar macarrão, por exemplo, do miojo a gente usa pouco... a gente utiliza verduras, carnes, e o macarrão do miojo. Mas é muito difícil... só no caso de pressa e é bem difícil” (adultos jovens/baixa/Praia Grande, SC).

“O orgânico, não tenho hábito de compra, o que eu produzo e procuro produzir sem agrotóxico nenhum” (homens/baixa/Praia Grande, SC).



- Critérios sociais com primazia sobre critérios ambientais

Um resultado significativo é que, quando se consideram as respostas livres, os critérios sociais aparecem com maior frequência que os ambientais como possíveis determinantes secundários das escolhas de consumo, e que se observa uma forte influência da mídia. Exemplar nesse contexto é a muito citada referência a um fato de grande cobertura na mídia na época da pesquisa: a denúncia e punição da empresa Zara por exploração de trabalhadores clandestinos como mão de obra escrava em São Paulo. Com a exceção dos grupos de militantes e pequenos agricultores, é pouco frequente nas respostas espontâneas dos entrevistados a referência a critérios ambientais para suas escolhas. Mesmo em meio aos militantes do consumo consciente a influência da mídia parece um fato inegável, corroborado pelo destaque dado a um tema específico de bastante divulgado na época da pesquisa: a prescrição do uso de sacolas plásticas nos supermercados:

“Eu considero, por exemplo, farmácia, bolsinha não me dão mais, eu boto no bolso. Que muitas vezes você vai no supermercado e se é muito pesado botam duas sacolas: não, bota só uma! Não precisa sacola, é mais lixo” (militantes em etnia/Rio de Janeiro, RJ).

“O negócio do plástico pra mim também é importante. Eu evito, assim, usar e carregar, sacolinhas plásticas. No meu carro sempre tem três ou quatro, daquelas feiras de agricultura familiar” (homens adultos/média-alta/Brasília, DF).

“É, eu tenho as sacolinhas separadas. Me pergunta se eu levo?” (militantes em etnia/Rio de Janeiro, RJ).

- Admiração por quem pratica o consumo consciente (o “outro”)

A não consideração espontânea de critérios ambientais nas respostas, não significa, no entanto, que, em novo aparente paradoxo, no desenrolar das entrevistas eles não reconheçam grande virtude em pessoas que pautem suas decisões de consumo segundo tais critérios. Mas essa é uma virtude “de poucos”, de “outros”, não é uma regra geral para todos os membros de uma sociedade:

“Honestamente não...” (militantes em etnia/Rio de Janeiro, RJ).

“Eu amo, adoro as pessoas, gosto muito da ideia do consumo ou do crescimento sustentável, porque eu acredito que a natureza, naturalmente, nos dá um excesso, e esse excesso é justamente a nossa sustentabilidade. Então, qualquer pessoa que eu sei que produz, ou que pensa nesse conceito de consumo sustentável eu vejo

que ela está atenta a esse dado” (mulheres/ média-alta/ Rio de Janeiro/RJ).

“Até o ecológico chato, eu respeito, sinceramente. Eu ainda acho o ecológico chato melhor do que eu, sinceramente. Eu tenho consciência que a nossa falta de consciência é triste” (mulheres/média-alta/ Brasília, DF).

“Eu vejo como ousada, do caramba. Porque está indo na contra mão de todo esse consumo industrializado”(militantes em etnia/Rio de Janeiro, RJ).

Percebido pela maioria dos entrevistados como uma “virtuosidade de outros”, o consumo consciente não serve para os entrevistados como padrão norteador do estilo de vida de pessoas comuns. Esta talvez seja a mais clara contradição entre as perspectivas da grande maioria dos entrevistados e os grupos de militantes e pequenos agricultores familiares. Uns acreditam que um estilo de vida que professa comprometimento com a sustentabilidade é uma opção factível para a sociedade como um todo, outros não. No entanto ambos reconhecem ser esta uma opção de vida virtuosa por parte de quem a pratique.

- Valorização dos pequenos empreendimentos x capacidade de produção e qualidade

A maioria dos entrevistados valoriza a importância dos pequenos empreendimentos de base local como possíveis fornecedores das compras públicas.

“Eu acho que é sim, gente. As pequenas empresas, eu acho que merece essa força” (mulheres/ baixa/ Vitória da Conquista, BA).

“É difícil você chegar no supermercado e encontrar pequenos na prateleira” (artistas/ Rio de Janeiro, RJ).

“Eu acho que tem que ser levado em conta principalmente pra desenvolver a economia local, eu acho que tem que priorizar, se for concorrência internacional e nacional, o nacional, mesmo que seja mais caro, porque aí desenvolve o próprio país. No aspecto regional, acho que também vale isso” (jovens adultos/ media-alta/ Guaratinguetá, SP).

Ao mesmo tempo em que afirmam esta preferência, os grupos expressam forte desconfiança com relação aos pequenos apresentarem condições de desempenho satisfatórias, dando conta das exigências relativas à escala, qualidade ou prazos da compra pública.



“A única coisa que eu penso é o seguinte: uma empresa pequena vai suportar a demanda?” (mulheres/ média-alta/ Brasília, DF).

“Eu iria na família, eu acharia mais confiável a família. Eu sei que poderia muito bem me enganar, a família podia não ter um controle de qualidade... Mas a princípio...” (adultos jovens/ média-alta/ Rio de Janeiro, RJ).

“Mas tem serviços que pequenas empresas não estariam aptas para atender. Eu penso, mas eu nunca tinha pensando com gestora de um órgão público, mas eu penso que até poderia fazer isso, dar oportunidade, em todos os tipos de compra, todos os tipos de serviço, dar oportunidade a essas pequenas também, tipo ter uma cota pra que essa pequena possa crescer. Porque o nosso problema, e acho que do nosso país, é isso, a gente não tem essa oportunidade, a dos pequenos é totalmente diferente da oportunidade da dos grandes” (militantes em etnia/Rio de Janeiro, RJ).

As desconfianças com relação a importância das pequenas empresas nas compras públicas aumentam nas perguntas induzidas. Mais significativo ainda é o fato de que, entre os jovens (com as duas exceções já apontadas), parece haver maior valorização da importância econômica das grandes empresas e suas mensagens do marketing:

“Coisa de empresa grande essa coisa de moda”... (jovens/ Glória do Coité, PE).

“Pode ser um produto melhor do que a da grande, mas eu compro na loja grande” (jovens/ Glória do Coité, PE).

“Porque passa o comercial na televisão” (jovens/ Glória do Coité, PE).

“Porque dependendo do produto, talvez uma empresa menor tenha mais cuidado com o produto, talvez uma empresa maior seja mais confiável de outra forma porque tem um nome a zelar.” (jovens adultos/ média-alta/ Guaratinguetá, SP).

“Acho que uma empresa de maior porte teria maior controle de qualidade, você poderia gerar mais emprego, que talvez uma empresa pequena não desse conta da sua demanda” (jovens adultos/ média-alta/ Rio de Janeiro).

“Acho que uma empresa grande tenha mais confiabilidade, que é controle de qualidade, essas coisas. Mas eu acho que mesmo assim, você tendo uma empresa grande e uma pequena, a tendência é você achar que a grande é melhor. (jovens adultos/ média-alta/ Rio de Janeiro).

“As empresas maiores tem mais condição de dar desconto” (adolescentes/ média-alta / Rio de Janeiro, RJ).

- Influência do cidadão nas compras e orçamento público

A maioria dos entrevistados (com algumas exceções) não acredita que pessoas comuns possam influenciar as compras públicas. As principais razões apontadas para isso na pesquisa foram os processos decisórios opacos e os efeitos nefastos da corrupção e do tráfico de influências.

“Se eu tô comprando uma coisa que é pública e eu sou o gestor público, eu tenho que dar publicidade ao quanto eu paguei naquela coisa” (homens/ média-alta/ Brasília, DF).

“Favorecimento talvez sim, além de propina” (homens/ baixa/ Praia Grande, SC).

“O cara compra aquilo que ele acha que tem que comprar, sem saber o interesse do coletivo. E por outro lado o povo também não se organiza” (homens/ baixa/ Praia Grande, SC).

“Não, porque já tem muita coisa tentando influenciar, tem protesto... Não muda. O prefeito não vai deixar de comprar porque um grupo fez um tal protesto e falou que aquilo destrói o meio ambiente. Eles vão comprar o que estiver bom na visão deles, o que der mais lucro pra eles, no caso...” (jovens adultos/ média-alta/ Rio de Janeiro, RJ).

DESAFIOS POSTOS: CONSIDERAÇÕES FINAIS

Uma contradição se estabelece nos resultados trazidos aqui. As classes mais altas, que compram em maior quantidade e poderiam ser influenciadoras de outros consumidores (sob a perspectiva mercadológica) não praticam o consumo consciente. Sabem o que é, articulam os conceitos e conhecem as práticas “desejadas”, mas afirmam que não as praticam. Por outro lado, as classes de renda mais baixas, com menor poder de compra, exercem seu poder de compra em prol da sustentabilidade, embora não o façam por escolha ou ideologia, mas por circunstâncias.

Nossa impressão, embora não possamos afirmar categoricamente - e justamente aí reside o limite deste estudo - é que a perspectiva econômica, aliada ao *status* social ainda dominam as escolhas: os que tem poder de compra compram “o melhor”, dentro de suas condições, mesmo que o produto não apresente características relacionadas à sustentabilidade, que conhecem; já os que tem baixo poder de compra, compram o que precisam, também dentro de suas perspectivas econômicas.

Neste contexto e do ponto de vista econômico, o país tem investido no crescimento da classe média. Talvez este seja o mais notável resultado do ciclo expansivo recente da economia e das políticas de inclusão e distribuição de renda: a ascensão de uma “nova classe média”, estimada em 29 milhões de novos consumidores (NERI, 2010). Neste sentido, se por um lado as classes antes menos favorecidas ganham condições de vida mais dignas, talvez ampliem o leque de possibilidades de compra por *status* social, o que aumentaria o consumo de uma maneira geral, revertendo-o favoravelmente para o desenvolvimento econômico, mas sem comprometimento com o sustentável. A decisão por produtos mais sustentáveis ou menos ofertas ficaria para o campo de decisão dos produtores (o que nos parece impossível pela lógica mercadológica).

O acesso que tanto os moradores das pequenas localidades, quanto os de cidades rurais, ou de bairros mais pobres têm a sua volta, como pequenos comércios e pequenos produtores, por exemplo, parece poder ser facilmente descartado como opção se for alcançado maior poder de compra e com ele, acesso a deslocamentos que lhes permitam comprar produtos oferecidos em escala; ou seja, as práticas investigadas, alinhadas com o que se espera do consumidor consciente, parecem fragilizadas diante desta hipótese. O consumidor das classes de renda mais baixa deixa claro que sua opção não é ideológica, mas circunstancial, e talvez pudesse mudar se mudassem as circunstâncias.

Um outro fator de destaque neste raciocínio é o elogio aos “ecológicos”, mas a afirmação categórica que essas atitudes são “para outros” e não a dos entrevistados, reforçando o que afirmamos acima: os entrevistados compram o “melhor” do que podem, sem outra preocupação. Desta perspectiva nada mais diferencia a compra dos entrevistados de maior renda dos de menor renda, a não ser que o primeiro tem conhecimento sobre o consumo consciente e mais para gastar.

A valorização da pequena empresa ou de pequenos produtores como fornecedores do Estado nas compras sustentáveis é também contraditória, uma vez que boa parte dos entrevistados duvida da capacidade da pequena empresa em entrar no “jogo do mercado” obedecendo-lhe as regras. Do que se pode afirmar que, embora considerem importante que os pequenos ganhem “esta força”, as opções dos governos por grandes fornecedores estaria absolutamente justificada na falta de competência das pequenas para o mercado. Todo tipo de argumento - da qualidade às condições de negociação - em todos os grupos, são utilizados para a defesa da grande empresa, a despeito da valorização da pequena.

Isso parece ainda mais contraditório quando encaramos *que as pequenas* e médias

empresas brasileiras representem 20% do PIB - Produto Interno Bruto - e são responsáveis por 60% dos 94 milhões de empregos no país (BRASIL GOV.BR, 2010).

A estas análises, some-se o fato de que, com exceção dos grupos apontados no início, todos os demais estão descrentes das compras públicas e da capacidade de que o poder público possa “escutá-los” e levá-los em consideração em suas decisões.

Estas contradições, que chamamos de “aparentes paradoxos”, nos ajudam a refletir sobre possíveis dificuldades no avanço do consumo consciente, parte do que o governo brasileiro considera importante para o desenvolvimento sustentável.

Em seu Plano de Produção e Consumo Sustentável, o governo brasileiro estabeleceu a prioridade do consumo “correto”. Desta forma, a partir das colocações acima, gostaríamos de evidenciar os desafios que nos parecem demasiado grandes para que o consumo ético possa avançar como ferramenta de transformação socioambiental.

Seria preciso avançar muito na disponibilidade de produtos sustentáveis nas grandes cidades, focar em políticas que facilitem o acesso das pequenas, tanto à profissionalização e ao mercado, quanto ao acesso às instâncias de governo como fornecedores e articular uma campanha de comunicação que possa chegar em todo o país, “educando” o consumidor para este tipo de atitude.

Para a produção sustentável, ainda precisamos de maior investimento em tecnologias e de sua utilização/ aplicação, combate ao *greenwashing*, reforço da responsabilidade social empresarial como prerrogativa para a produção em larga escala.

Desde esta análise, não nos parece que esteja havendo mudanças significativas nos padrões de produção e consumo, sobretudo se consideramos os efeitos do consumo excessivo.

Os novos desafios que se impõem podem ser resumidos em duas tarefas gigantescas: viabilizar uma política de desenvolvimento capaz de redesenhar o tecido urbano e oferecer prosperidade e qualidade de vida para o povo brasileiro e a nova classe média em particular. Certamente para isso será preciso um elenco de inovações, tanto econômicas quanto sociais, mas, sobretudo, institucionais. Os novos desafios somente poderão ser enfrentados com sucesso mediante a abertura, ao povo brasileiro, de novos espaços de experiências e novos horizontes de expectativas, aptos a superarem os aparentes paradoxos identificados na pesquisa. Isso implica a formulação de um estilo de vida econômico reconhecido como factível para toda a sociedade e a superação de uma ética econômica da sustentabilidade imposta somente as urgências das necessidades.

BIBLIOGRAFIA

ARIZTIA, T.; et ali. *Ethical consumption in Brazil and Chile: Institutional contexts and development trajectories*. Journal of Cleaner Production. Available online 11 May 2013. In Press, Accepted Manuscript. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613002862>. Acessado em maio de 2013.

BAISCH, Luciana Beskow. *Marketing Verde e o Consumo Consciente: um estudo sobre o apelo ecológico de dois produtos*. Rio de Janeiro, 2008. Dissertação de Mestrado. Escola de Administração de Empresas, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

BARROS, Denise Franca; COSTA, Alessandra Mello. *Consumo Consciente no Brasil: um olhar introdutório sobre práticas de resistência ao consumo por meio da análise do discurso do Instituto AKATU pelo consumo consciente*. Apresentado no EnANPAD Rio de Janeiro, 2008 - XXXII Encontro da Associação Nacional dos Programas de Pós-Graduação em Administração.

BARTHOLO, R., AFONSO, R. & PEREIRA, I. 2012. *Consumo ético no Brasil*. Rio de Janeiro: Laboratório de Tecnologia e Desenvolvimento Social; Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e pesquisa de Engenharia; Universidade Federal do Rio de Janeiro; Royal Holloway, University of London; Economic & Social Research Council; Department for International Development. Disponível em: <http://choices.concoctions.ca/wp-content/uploads/2012/02/RELATÓRIO-CONSUMO-ÉTICO-NO-BRASIL1.pdf>

BAUDRILLARD, Jean. *A sociedade de consumo*. Rio de Janeiro: Elfos, 1995.

BEDANTE, Gabriel Navarro. *A influência da consciência ambiental e das atitudes em relação ao consumo sustentável na interação de compras de produtos ecologicamente embalados*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Administração da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2004.

BERTOLINI, Geysler Rogis Flor; POSSAMAI, Osmar. *Proposta de Instrumento de Mensuração do Grau de Consciência Ambiental, do Consumo Ecológico e dos Critérios de Compradores Consumidores*. Revista de Ciência & Tecnologia v. 13, nº 25/26, pp. 17-25, 2005.

BIDERMAN, R. et ali. *Guia de compras públicas sustentáveis. Uso do poder de compra do governo para a promoção do desenvolvimento sustentável*. 2ª. Edição, Editora FGV, Rio de Janeiro, 2008.

BRASIL GOV.BR. *Mapa das Micro e Pequenas Empresas (2010)*. Disponível em <http://www.brasil.gov.br/empreendedor/empreendedorismo-hoje/o-mapa-das-micro-e-pequenas-empresas> Acessado em fevereiro de 2013.

BURJA, A. *Using green public procurement (GPP) for sustainable consumption and production*. Journal for European Environmental & Planning Law, 6(3), 2009: 319-338.

CANCLINI, Néstor García. *Consumidores e cidadãos - conflitos multiculturais da globalização*. Rio de Janeiro: UFRJ, 1996.

CNUMAD - CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (1992). *Agenda 21 Global*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>

COUTO, Hugo Leonnardo Gomides; RIBEIRO, Francis Lee. *Compras Públicas sustentáveis: mecanismo para a promoção do consumo sustentável no Brasil*. IX ENCONTRO NACIONAL DA ECOECO. Outubro de 2011. Brasília - DF – Brasil.

DOUGLAS, Mary; ISHERWOOD, Baron. *El mundo de los bienes: hacia una antropología del consumo*. México: Grijalbo, 1990.

EDEN, S. E. *Individual environmental responsibility and its role in public environmentalism*. Environment and Planning. Vol. 25, 1993, pp. 1743-1758.

FEATHERSTONE, Mike. *Cultura de consumo e pós-modernismo*. São Paulo: Studio Nobel, 1995.

FERNANDES, Jorge Ulisses Jacoby. (2008) *Uma nova missão para o gestor de compras do SEBRAE*. Disponível em: [http://www.biblioteca.sebrae.com.br/bds/BDS.nsf/00E231FEE2F98008832574630082CA01/\\$File/NT00038A0A.pdf](http://www.biblioteca.sebrae.com.br/bds/BDS.nsf/00E231FEE2F98008832574630082CA01/$File/NT00038A0A.pdf) Consultado em janeiro de 2013.

FONTENELLE, Isleide Arruda. *Consumo ético: construção de um novo fazer político*. Revista de Psicologia FGV/EASP, 2005.

FREITAS, Ane Grasielle Gomes de; REZENDE, Daniel Carvalho de. *Marketing social corporativo e consumo consciente*. REMark - Revista Brasileira de Marketing, São Paulo, v. 9, n. 3, p 27-48, set./dez. 2010.

GIDDENS, Anthony. *As Consequências da Modernidade*. São Paulo: UNESP, 1991.

GIDDENS, Anthony. *Para além da esquerda e da direita: o futuro da política radical*. São Paulo: UNESP, 1996.

GIDDENS, Anthony. *A vida em uma sociedade pós-tradicional*. In: GIDDENS, A. et ali. *Modernização reflexiva: política, tradição e estética na ordem social moderna*. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 1997.

GONÇALVES-DIAS, Sylmara Lopes Francelino; MOURA Carla. *Consumo Sustentável: Muito Além do Consumo "Verde"*. In XXXI Encontro da ANPAD, Rio de Janeiro, setembro de 2007.

HALKIER, Bente. *Consequences of the politicization of consumption: the example of environmentally friendly consumption practices*. Journal of Environmental Policy

and Planning. 1:25-41, 1999.

HELLER, Agnes & FEHÉR, Ferenc. *A condição política pós-moderna*. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 1998.

MACHADO, J. G.. *Gestão ambiental na administração pública: a mudança dos padrões de consumo "começa em casa"*. Brasília, 2002. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável - Universidade de Brasília.

MILLER, Daniel. *Could shopping ever really matter ?*In: FALK, P & CAMPBELL, C. (eds.). *The shopping experience*. London: SAGE, 1997, pp.31-55.

MMA -MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2011). *Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis*. Disponível em http://www.akatu.org.br/Content/Akatu/Arquivos/file/11_11_24_PPCS_PARTE_I_Final.pdf Consultado em janeiro de 2013.

MPOG – MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. *Instrução Normativa 01* (2010). Disponível em: <http://cpsustentaveis.planejamento.gov.br/wp-content/uploads/2010/03/Instru%C3%A7%C3%A3o-Normativa-01-10.pdf> Acessada em fevereiro de 2013.

NERI, Marcelo Cortes (coord.). *A Nova Classe Média: o lado brilhante dos pobres*. Versão 3. Rio de Janeiro: FGV/CPS, 2010.

PAAVOLA, Jouni. *Economics, ethics and green consumerism*. In: COHEN, M. & MURPHY, J. (eds.). *Exploring sustainable consumption: environmental policy and the social sciences*. Oxford, Elsevier Science, 2001a, pp.79-96.

PAAVOLA, Jouni. *Towards sustainable consumption: economics and ethical concerns for the environment in consumers choices*. Review of social economy. Vol. LIX, nº 2, June 2001b, pp. 227-48.

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. *Política Nacional de Mudança de Clima* (2009). Disponível em http://legislacao.planalto.gov.br/legisla/legislacao.nsf/Viv_Identificacao/lei%2012.187-2009?OpenDocument Acessado em fevereiro de 2013.

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. *Lei 11.947 (2009a)*. Disponível em http://legislacao.planalto.gov.br/legisla/legislacao.nsf/Viv_Identificacao/lei%2012.187-2009?OpenDocument Acessado em fevereiro de 2013.

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. *Política Nacional de Resíduos Sólidos* (2010). Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm Acessado em fevereiro de 2013.

PORTILHO, Fátima. *Consumo Verde, Consumo Sustentável e a Ambientalização dos Consumidores*. 2º Encontro da ANPPAS - Indaiatuba/SP, 26 a 29 de maio de 2004.

-----PORTILHO, Fátima. *Consumo, sustentabilidade e cidadania*. 2ª edição. São Paulo, Cortez Editora, 2005, 255pp.

RATTIS TEIXEIRA, Maria Paula. *Empreendimentos em consumo sustentável: um estudo da atuação pública e privada da sociedade civil organizada*. São Carlos, 2011. Dissertação de Mestrado. Centro de Educação e Ciências Humanas da Universidade Federal de São Carlos.

RITZER, George. *Explorations in the sociology of consumption – fast food, credit cards and casinos*. London: SAGE, 2001.

SECOM – SECRETARIA DE COMUNICAÇÃO SOCIAL DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. *Compra sustentável do governo cresce 194% em 2012*. BOLETIM SECOM 1646, de 29 de outubro de 2012.

SANNE, C.. *Willing consumers – Or locked-in? Policies for a sustainable consumption*. *Ecological Economics*, 42, 2002: 273–287.

SOUZA SANTOS, Boaventura de. *Pela mão de Alice – o social e o político na pós-modernidade*. São Paulo: Cortez, 1999.

SPAARGAREN, Gert & VLIET, Bas J.M. van. *Lifestyles, consumption and the environment – the ecological modernization of domestic consumption*. Paper presented at the 14th World Congress of Sociology. Montréal, August, 1998.

SPAARGAREN, G.; MOL, A. P. J. (2008). *Greening global consumption – Redefining politics and authority*. *Global Environmental Change*, 18, 2008: 350–359.

THOGERSEN, J. (2005). *How may consumer policy empower consumers for sustainable lifestyles?* *Journal of Consumer Policy*, 28, 2005: 143–178.

WOLFF; F.; SCHÖNHERR, N..(2011). *The impact evaluation of sustainable consumption policy instruments*. *Journal of Consumer Policy*, 2011: 34, 43-66.

NOTAS

¹ Ver: <http://choices.concoctions.ca/>

²O consumo foi definido na pesquisa como aquele que leva em consideração nos seus critérios de escolha não apenas preço, mas outros determinantes sociais, culturais, ambientais, etc. Renúncia ao consumo ou sua deliberada redução foram considerados também pelo projeto como possíveis expressões deste tipo de consumo.

³Ver: relatórios de consumo ético: no Chile (<http://choices.concoctions.ca/wp-content/uploads/2012/02/Ethical-consumption-in-Chile.pdf>) e no Brasil (<http://>

choices.concoctions.ca/wp-content/uploads/2012/02/RELATÓRIO-CONSUMO-ÉTI-CO-NO-BRASIL1.pdf)

⁴Ver: relatórios de compras públicas sustentáveis: no Chile (<http://choices.concoctions.ca/wp-content/uploads/2012/10/Reporte-Compras-p%C3%BAblicas-en-Chile.pdf>) e no Brasil (<http://choices.concoctions.ca/wp-content/uploads/2012/02/Compras-publicas-sustentaveis.pdf>)

⁵Os grupos focais entrevistados na pesquisa brasileira tiveram a seguinte distribuição: 4 grupos femininos, 2 masculinos e 10 mistos; 8 grupos realizados na região sudeste, 2 na centro oeste, 3 no nordeste e 3 na região sul; 8 grupos da classe de renda média alta, 4 a classe de renda baixa e 4 não se formaram por classe de renda, por isso, “indiferentes” quanto a este aspecto; 01 grupo de terceira idade, 10 grupos de adultos, 4 grupos de jovens adultos e 1 grupo de adolescentes.

⁶Utilizado o “Critério Brasil” da Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa em vigor em 01/02/12 (CCEB, 2012), definidas as classes por A1, A2, B1, B2, C1, C2, D, E. Embora o critério econômico seja adequado para trabalhos estatísticos, o que não é o caso deste trabalho, utilizamos suas referências apenas para que criássemos uma contextualização econômica, relacionada ao potencial de compra, para parte dos grupos focais. As correspondências adotadas foram:

CCEB	Renda Média Familiar Bruta/ Valor em Reais	Grupos
-	Acima de 12.926	Alta/alta
A1	12.926	Média/alta
A2	8.418	
B1	4.418	
B2	2.565	Baixa
C1	1.541	
C2	1.024	
D	714	Não trabalhados
E	477	

⁷Ministério do Meio Ambiente; Ministério da Ciência e Tecnologia; Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior; Ministério de Minas e Energia; Ministério das Cidades e Ministério da Fazenda

Água e espaços transfronteiriços na América do Sul: questões a partir do território¹

Gisela A. Pires do Rio¹
Helena Ribeiro Drummond²

¹Geógrafa, Professora Associada na Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. Pesquisadora do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. giselario@ufrj.br

²Geógrafa, doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. helenardrummond@gmail.com

Recebido em 11.01.2013

Aceito em 04.06.2013

ARTIGO

Resumo

Muitos países permanecem reticentes à implantação de novas institucionalidades e arenas de negociações participativas em espaços transfronteiriços. Assumindo-se a existência de dinâmica transfronteiriça peculiar, o presente trabalho apresenta e discute questões sobre gestão de água em espaços transfronteiriços, a fim suscitar debates sobre situações efetivas de cooperação/conflito transfronteiriços na América do Sul. Partimos do pressuposto de que uma turbulência de escalas é característica dessas áreas. Entende-se por turbulência de escalas a possibilidade de manifestação de cooperação, tensões, conflitos e disputas em múltiplas escalas. Recorrendo a exemplos recentemente discutidos na literatura geográfica em diferentes regiões do mundo, foram definidos parâmetros para refletir sobre a realidade sul-americana. Esses parâmetros referem-se às manifestações de concordância e discordância da implantação de dispositivos de gestão de águas por bacias hidrográficas. Complementa o levantamento bibliográfico, a análise de documentação de organismos internacionais, tendo em vista a identificação de situações que se projetaram em várias escalas geográficas. O interesse do trabalho reside na apresentação de questões próprias ao contexto sul americano, como proposta de agenda para reflexão. Nas considerações finais são apresentados os desafios que nos parecem mais significativos para a construção de proximidades institucionais nos espaços transfronteiriços.

Palavras-chave: Gestão de águas, América do Sul, espaços transfronteiriços, escala geográfica.

Abstract

Many countries remain reticent to the introduction of new institutions and arenas of negotiation in transboundary spaces. Admitting the existence of a peculiar transboundary dynamics, this article presents and discusses issues on water management in transboundary spaces, in order to foment the debates on actual cooperation/conflict situations in South America. We assume that a turbulence of scales is characteristic in these areas. This turbulence of scales is the possibility of the manifestation of cooperation, tensions, conflicts and disputes in multiple scales. The parameters to reflect upon South American reality were defined using examples recently discussed in geographic literature in different regions of the world. These parameters refer to manifestations of agreement and disagreement in the implementation of water management devices through hydrographic basins. In addition to the literature review, documents from international organisms were analyzed in order to identify situations that are projected in various geographical scales. The analysis is focused on raising particular issues to the South American context, offering an agenda for research. In the final section we present the challenges that seem to be more significant to the construction of institutional proximity in transboundary spaces.

Key words: Water management, South America, transboundary spaces, geographical scale.

INTRODUÇÃO

Este trabalho retoma a premissa, já adotada em artigos anteriores, de que território consiste em instituição. Essa premissa implica em considerar dialeticamente o território como a base na qual é criada parte do conjunto de normas e regras, e sobre a qual incidem as demandas por normas, regras e convenções que regulam a sociedade. Nesse sentido, o território é tanto produto como sujeito de regulação social, econômica e política. Assumimos, portanto, a existência de tensão entre regulação social, econômica para controle dos recursos, por um lado, e regulação política para domínio e controle do território, por outro. É nessa tensão que evolui a dinâmica geoinstitucional: interação entre indivíduos, organizações, estado e território.

Na atualidade, questões de integração regional, formação de redes urbanas em escala sul americana, demandas de descentralização e uso compartilhado de recursos dão os contornos da amplitude da gestão de águas como questão geoinstitucional que evidencia, ao mesmo tempo, contrastes e disputas na adoção de dispositivos em escalas supranacionais e locais. As áreas transfronteiriças representam para a gestão compartilhada certa zona de sombra. Cooperação entre cidades para solução de determinados problemas e restrições de natureza soberana impõem desafios consideráveis para as políticas públicas e para a gestão de águas, do patrimônio natural ou de recursos minerais. Que contexto favorece a cooperação entre agentes locais pertencentes a regimes regulatórios distintos? Como se articulam as escalas de atuação dos agentes locais, dos reguladores e das instituições?

Um esclarecimento de natureza metodológica, no que diz respeito à noção de escala se faz necessário. Além da questão amplamente trabalhada na literatura geográfica sobre a diferença entre escala cartográfica e escala geográfica², relação fenômeno/visibilidade/tamanho (CASTRO, 2003) e da crítica às concepções hierarquizadas do tipo “boneca russa” (um nível escalar contido no outro) (SWYNGEDOUW, 2004), o recente debate que tomou corpo principalmente na ciência geográfica anglo-saxã não permite mais que tomemos expressões como local, regional, nacional e global simplesmente como “contêineres” fixos da realidade, e sim que questionemos justamente sobre como estes “contêineres” são politicamente construídos, ativamente disputados, e temporo-espacialmente reconfigurados pelos agentes sociais (MOORE, 2008).

Ainda segundo Moore, de forma semelhante à categoria de “identidade” nas ciências sociais, a escala não possui existência ontológica, mas epistemológica. Resultado de processos materiais e com consequências também materiais, as escalas geográficas às quais este trabalho se refere não são “[...] coisas concretas, mas conjuntos de práticas/discursos institucionalizados” (PAASI, 2004, p. 537, tradução livre). Com isso a investigação da turbulência de escalas, característica das áreas transfronteiriças, se complexifica quando não se parte de um pressuposto espacial fixo (como o do tipo global versus local ou a bacia hidrográfica), mas sim das múltiplas possibilidades de cooperação e conflito em relação à água. Esta



questão será ilustrada com exemplos da América do Sul na penúltima seção deste trabalho.

Muitas são as contradições dos processos de desenvolvimento institucional na contemporaneidade. Dentre elas, a globalização que viria acompanhada por um mundo sem fronteiras, viabilizado pela expansão e ampliação das redes de todo o tipo desencadeou, ao contrário, um processo contínuo de traçado de fronteiras internacionais. Certa “obsessão pelas fronteiras” (FOUCHER, 2007) se consolidou no pós-queda do muro de Berlim com a demarcação de 26.000 km de novas fronteiras internacionais (*id. ibid*). Das muitas modalidades de dinâmicas socioespaciais subjacentes aos limites entre dois ou mais países, modelos e contra-modelos, abertura e fechamento de fronteiras (*id. ibid*), caracterizam regiões que sofrem os efeitos de ruptura ou de integração. Mantemos neste trabalho a compreensão de que os espaços transfronteiriços estruturam-se por processos econômicos, sociais e ambientais que intensificam todo tipo de intercâmbio e associam-se às mudanças institucionais.

A América do Sul oferece um quadro particular para a reflexão sobre a gestão de águas em espaços transfronteiriços. Em primeiro lugar, controle e domínio do território, constituídos a partir da lógica ibérica, permitiram a formação de Estados com relativamente poucos questionamentos sobre o traçado dos limites internacionais. A Guerra do Chaco (1932-1935), os conflitos entre Peru e Equador (1941) e posteriormente a Guerra das Malvinas (1982) representaram as contestações e disputas de domínio de territórios e recursos que assumiram expressão violenta no continente. Outras situações de tensões ou de incidentes podem ser evocadas, como por exemplo, aquelas entre Colômbia e Venezuela, sem terem, contudo, atingido o nível de agressão das disputas anteriores. Assim, aquele tripé sobre o qual se assenta a dinâmica institucional evoluiu com contestações de pouca amplitude e magnitude, em situações localizadas e com menor intensidade e violência do que o observado em outros continentes.

Em segundo lugar, a disponibilidade de água doce no continente sul americano é vantajosa em relação aos demais continentes, mesmo considerando as diferenciações de suas regiões naturais. Outra característica notável do continente é a forma alongada da Cordilheira do Andes, que delinea entre Chile e Argentina a maior extensão de fronteira longitudinal do mundo (aproximadamente 4.600 km). Estes países compartilham água em diversas situações: do nível do mar às elevadas altitudes da Cordilheira, em locais de fácil acesso e em locais de condições adversas. Do deserto chileno em direção à Amazônia, passamos de situação de escassez à de disponibilidade de água doce, em média, bastante elevada. O contraste pode igualmente ser marcado pelas características da fronteira entre Bolívia e Brasil: uma extensão de aproximadamente 3.400 km, dos quais 80 % correspondem à fronteira molhada. De modo distinto das situações entre Chile e Argentina, cujos cursos compartilhados podem ser intermitentes ou permanentes, os pulsos de inundação regulam os fluxos de água na fronteira entre Bolívia e Brasil. É nesse quadro de contrastes que nos apoiamos para discutir as “turbulências de escalas” na gestão de águas em espaços transfronteiriços na América do Sul.

As mudanças que se impuseram no sistema mundial suscitaram importantes questões para a gestão de águas no subcontinente. Ressalta-se, por exemplo, as discussões preparatórias para a Rio 92, quando a água entrou na agenda política como questão para o século XXI. Vinte anos depois, a gestão de águas permanece como questão de múltiplas dimensões, ainda não equacionada. Duas delas mereceram especial ênfase. Em primeiro lugar, as mudanças no regime de regulação impuseram nova dinâmica à ação dos diferentes atores face aos distintos dispositivos hidráulicos, no tocante ao abastecimento, à distribuição, e aos serviços de coleta e tratamento de esgotos. Em segundo lugar, muitos países permanecem reticentes à implantação de novas institucionalidades e arenas de negociações participativas tanto no interior do país, como, e principalmente, em espaços transfronteiriços. São duas dimensões que interferem diretamente e alimentam a tensão entre regulação social, controle dos recursos e domínio do território.

Nesse contexto, os espaços transfronteiriços constituíram referência importante para conduzir nossa reflexão. Nesse espaço geram-se institucionalidades que contestem a soberania? Que complementaridades e articulações poderiam ser estabelecidas em diferentes escalas? Ou, ao contrário, que modalidades de competição entre os diferentes usos podem dificultar a gestão compartilhada? Que condições precisam ser reunidas para estabelecer regulação nesses espaços? Seria a bacia hidrográfica, apresentada como realidade autoevidente no que toca as questões de água, operacional como base geográfica nos espaços transfronteiriços? Que articulações poderiam ser imaginadas? Nossa hipótese é a de que defrontamos naqueles espaços com questões específicas que podem colocar em cheque a organização pré-concebida e que diferenças essenciais, aqui qualificadas de geoinstitucionais, atuam na dinâmica desses espaços.

A PREMISA: TERRITÓRIO COMO INSTITUIÇÃO

Muitos autores já identificaram o processo de territorialização das políticas de águas como elemento da organização do espaço, principalmente quando penúria e escassez são confrontadas aos múltiplos usos (BETHEMONT, 1977), processo necessário para controle do recurso pelo Estado (SIRONNEAU, 1996), interface entre hidrossistemas e sociossistemas (BETHEMONT, 2000), estrutura reticular típica de centros e aglomerados urbanos (SCHEIDER e DE GOUVELLO, 2003), resultado da evolução da relação sociedade/natureza (GHIOTTI, 2006), construção técnica da política (TROTIER, 2012). Outros direcionam o foco dos respectivos interesses para questões de governança (SCHEIDER-MADANES, 2010; RIBEIRO, 2009; FRACALANZA et al, 2009; CAMPOS e FRACALANZA, 2010) ou restringem sua análise à bacia hidrográfica como representação satisfatória para o gerenciamento de recursos hídricos e resolução de conflitos (SALATI et al. 1999; DOUROJEANNI et al, 2002; BARTH et al, 1987). No caso brasileiro, alguns autores questionam o grau de institucionalização dos instrumentos de gestão, como por exemplo, os comitês de bacias (ABBERS e JONES, 2005) ou a gestão pautada exclusivamente em única unidade natural (PIRES DO RIO, 2009). O conjunto dos debates esboçados pelos diferentes autores reforça a interpretação de Brun e Lasserre (2012) sobre a emer-

gência do modelo de gestão integrada por bacia hidrográfica como prática tributária da globalização, do recrudescimento das normas ambientais, das técnicas de gerenciamento, das estratégias institucionais dependentes de organizações internacionais e do desenvolvimento do mercado de água, reforçando assim, a pressão para a adoção de um único modelo de gestão.

Traço marcante na maioria dos trabalhos é a recorrente periodização sobre a gestão de águas como processo, pautado na coesão social em reduzidas escalas geográficas, que pouco a pouco torna-se objeto de gestão técnica em função das demandas de ampliação de infraestrutura e exigências de ganhos de economias de escala para, mais recentemente, reinserir-se nas políticas de desenvolvimento sustentável e nas demandas de descentralização. Nesse sentido, o pressuposto da negociação está vinculado à representação de atores e interesses relevantes previamente definidos quando da constituição do comitê. Decorre de tal pressuposto que esse tipo de instrumento tende a cristalizar-se como estrutura de resistência a eventuais demandas oriundas da sociedade ainda que não organizada.

Como instituição o território prescinde da pré-existência de aparato jurídico que confere legitimidade às formas de apropriação e regulação. O território é mais do que o espaço *co-marcado*, delimitado pelo aparato jurídico (ANTAS Jr, 2005:25) ou reflexo das demandas sociais por normas formais (SANTOS, 1996: 272). O território é, no nosso entendimento, matriz legitimadora da ordem e também da contestação. É inerente à vida e da vida em sociedade. Há autores que privilegiam a interpretação das instituições como normas e regras que regulam e organizam as interações sociais (HODSON, 2006; OSTROM, 2005), enquanto outros limitam-se a considerá-lo como suporte para a aplicação de decisões ou regras forjadas no âmbito da economia política (CHANG, 2004).

A ênfase do território como instituição reside principalmente nos assentamentos humanos que estabelecem simultaneamente, em seu interior, o modo pelo qual interações, associações, e conflitos sociais são regulados; e para o exterior, face ao outro, a terra que lhe pertence por suposto direito que tem reconhecimento. Convergem dois significados de *nomos*: por um lado, costumes e leis formais que regulam as relações sociais e econômicas, por outro, localizar, nomear, delimitar e demarcar o espaço, ou seja, ações que asseguram domínio e posse dos sistemas terra-água (PIRES DO RIO, 2011).

Merecem especial atenção os espaços transfronteiriços, pois neles a função jurídica de soberania plena corre o risco de se diluir nas interações sociais e econômicas. Parte da problemática das áreas transfronteiriças insere-se na própria construção dos objetos híbridos de gestão (PIRES DO RIO, 2008) que promovem consequências distintas. Na Europa, a questão reflete-se na democracia participativa, enquanto no entorno do Mediterrâneo, estruturas sociais centenárias, como os clãs, que desempenham importante papel de gestores da água, estão sendo deslocadas de sua função (TROTTIER, 2012). Na América do Sul acordos bilaterais ou multilaterais são priorizados em detrimento da descentralização e autonomia de instâncias locais.

Esses exemplos remetem a questão fundamental da reflexão. Já nos referimos à “turbulência das escalas” nos espaços transfronteiriços. Neles, a turbulência, diretamente inspirada da obra de Boaventura Sousa Santos (2003), pode ser contestatória da soberania e do território [nacional] como norma e jurisdição. De um lado, os tempos do Estado, do processo legislativo e jurídico; do outro, o tempo dos fluxos cotidianos, da conjugação de diferentes trajetórias, da explosão dos movimentos sociais, das reações e resistências às ações do Estado e de agentes hegemônicos.

Os acordos bilaterais tendem a aproximar a gestão de águas à de energia por meio de projetos hidroelétricos como Salto Grande (Argentina e Uruguai), Itaipu (Brasil e Paraguai) Yacyreta (Paraguai e Argentina). Ao mesmo tempo, os marcos regulatórios não estão inseridos em estrutura institucional articulada. Nas duas principais unidades transfronteiriças, as bacias do Prata e Amazônica, o tipo de acordo de cooperação e os níveis de institucionalização desses acordos variam bastante. Tanto a bacia do Prata como a bacia Amazônica dispõem de tratados que, no entanto, não respondem plenamente às atuais demandas de gestão compartilhada de águas.

O tratado da Bacia do Prata (1969) apresenta, ainda hoje, vazios e lacunas, no que diz respeito à águas fronteiriças e transfronteiriças, seja no tocante à águas superficiais, seja no que se refere aos aquíferos. O tratado de Cooperação Amazônica (1978), por sua vez, oferece indicações sobre a montagem de um modelo de gestão de águas para a Bacia Amazônica³ uma vez que lhe foi atribuída personalidade jurídica transformando-o em Organização do Tratado de Cooperação Amazônica (2002). Distingue-se ainda, a dimensão social e o peso relativo das populações tradicionais e indígenas. O caso do Peru é particularmente ilustrativo do reconhecimento do direito de populações indígenas e camponesa no uso da água que corta suas respectivas terras. Em contrapartida, no Brasil há um silêncio a esse respeito na lei que instituiu o Sistema Nacional de Recursos Hídricos.

CAMINHO PERCORRIDO

Considerando a existência desta dinâmica transfronteiriça própria no território, o presente trabalho apresenta e discute questões sobre gestão de água em espaços transfronteiriços na América do Sul. Partimos do pressuposto de que a turbulência escalar estrutura a análise. Recorrendo a exemplos em diferentes regiões do mundo, discutidos na literatura geográfica na última década (SCHNEIER-MADANES, 2010; BRUN e LASSERRE, 2006, 2012; LASSERRE e DESCROIX, 2003, BLANCHON, 2001; TROTTIER, 2012), foram estabelecidas algumas referências para refletir sobre o contexto sul-americano.

A opção por peso maior à literatura em francês explica-se pela inspiração no sistema desse país para a organização do sistema de gestão em alguns países sul-americanos. Longe de pretender esgotar o levantamento em número e diversidade, nosso intuito é suscitar questões a partir dessa literatura. No levantamento biblio-

gráfico buscou-se identificar e discutir diferenças essenciais, no que diz respeito à imposição de determinado modelo. A análise dos artigos e livros permitiu a elaboração de esquemas que permitissem caracterizar atores, regiões, período, objeto em disputa, meios intervenientes e causas dos conflitos ou motivos de cooperação. Completa esse levantamento a análise de documentos da UNESCO que teve por objetivo a identificação de mudanças de escalas em situações de conflito ou cooperação. A concentração da análise de documentos da UNESCO explica-se pela disponibilidade de dados e informações, e a possibilidade de estabelecer conexões confiáveis que permitem panorama do quadro internacional relativamente atualizado.

Os Relatórios de Desenvolvimento Humano, em particular aquele publicado em 2006, constituíram fonte fundamental para a compreensão do quadro internacional. O reconhecimento de que as bacias constituem um elemento, entre outros, da malha para a gestão de águas já estava presente no relatório de 2006. Os lagos andinos, principalmente aqueles localizados ao longo da fronteira entre Argentina e Chile estão igualmente na origem de alguns arranjos de gestão de águas. O lago Titicaca⁴ representa fonte importante para abastecimento em água de cidades como El Alto e Oruro (Bolívia), que somam 25% da população do país - e impõem especificidades para a gestão compartilhada entre Peru e Bolívia (PNUD, 2006). O mesmo documento indica os desafios impostos pelos mananciais subterrâneos compartilhados por vários países. O aquífero Guarani, por exemplo, que constitui principal fonte de água subterrânea compartilhada por Brasil, Paraguai, Uruguai e Argentina, carece de regras de claras que minimizem o potencial de conflitos em função de sistemas isolados de bombeamento. Ou seja, a malha para a gestão de águas sobre a qual são construídas as relações de proximidade para a gestão compartilhada é bastante diversa.

Se a Conferência de Mar Del Plata realizada em 1977 teve o mérito de colocar as questões relativas à água na agenda internacional, foi preciso grande número de conferências para que a compreensão de que as crescentes situações de ruptura na disponibilidade tornariam a água uma questão mundial e a competição pelo acesso ao recurso seria ainda mais acirrada no século XXI (BETHEMONT, 1977), tal como a conferência havia indicado. No plano internacional, as Conferências do Rio de Janeiro e de Joanesburgo, respectivamente em 1992 e 2002, os Fóruns Mundiais de Água em Marakech (1997), Haia (2000), Kioto (2003), Cidade do México (2006), Istambul (2009) e Marselha (2012) vem insistindo na polarização entre ações locais e globais, na multiplicidade e diversidade de elementos que caracterizam a dimensão institucional da gestão de águas e nas áreas vulneráveis, tanto no que diz respeito aos conflitos, como à fragilidade dos ecossistemas.

Sem pretender retrair a evolução do conteúdo dessas conferências e fóruns, chama a atenção o tempo necessário para a adoção das questões vinculadas à água na agenda internacional. O levantamento efetuado permitiu encontrar referências históricas estabelecendo critérios para os usos de recursos compartilhados entre dois ou mais Estados. A cooperação transfronteiriça ao longo do século XIX na bacia do rio Reno ilustra a anterioridade da ação de comissões de cooperação (e

conflitos). As regras de Helsinki representaram as bases para a adoção da bacia de drenagem⁵ internacional como referência para a implantação dos princípios basilares para os usos compartilhados: distribuição e utilização equânimes, controle da poluição de modo a evitar contaminação, renúncia da implantação de equipamentos hidráulicos que impliquem desvio do curso principal e redução da vazão para outros países sem consulta aos países que compartilham o mesmo corpo hídrico, e obrigatoriedade de notificação e de cooperação. Não obstante o fato de ter sido uma conferência regional⁶, os princípios nela aprovados permaneceram nas conferências posteriores. Os recursos compartilhados foram, por exemplo, retomados e melhor trabalhados na Conferência de Mar Del Plata. Dada a abrangência e interconexões possíveis, o contexto sul americano apresenta características particulares.

CONTEXTO SUL AMERICANO: CARACTERÍSTICAS

Um dos traços marcantes da gestão de águas é gerar paisagens e sistemas econômicos bastante característicos. A civilização despótica, tal como descrita por Wittfogel (1966), nos permitiu identificar um denominador comum na construção da paisagem hidráulica e do sistema econômico em países como a China. A rizicultura traduziu, nesse aspecto, gestão particular do território, confrontando terras baixas inundáveis às terras altas com pouca disponibilidade em água (BETHEMONT, 1977). Seria possível imaginar elemento tão característico e contundente para o contexto sul americano? A sociedade incaica legou sistema de irrigação que persistiu durante anos, indicando a relação entre disponibilidade de água e apropriação de terras mediada por forças econômicas e políticas em várias escalas geográficas, constituindo um dos exemplos mais ilustrativos da relação água e poder (GELLES, 2002).

A disponibilidade de águas na América do Sul é variável. Se tomarmos a regularidade da distribuição de chuvas entre 0° e 30° de latitude sul, onde se situa a maior parte das terras do continente, a incidência de chuva é da ordem de 1200 mm aa. Essa distribuição apresenta contrastes importantes pela influência de Convergências Intertropicais (CIT) que fazem das bacias do Orinoco e do Amazonas, áreas extremamente úmidas (precipitação acima de 2500 mm aa). A presença de barreiras orográficas como a cordilheira dos Andes acentua a heterogeneidade da distribuição de chuvas em determinadas regiões que apresentam zonas de aridez ou semiaridez em latitudes entre 10° e 20° S, como por exemplo, nos Andes bolivianos. Ao mesmo tempo, a Cordilheira atua como ponto de condensação de vapor d'água, aumentando a disponibilidade de água na escala do continente. Em resumo, o confronto entre cordilheira e massas tropicais úmidas provocam situações extremas de fortes e fracas precipitações, condicionando a distribuição de água no continente e permitindo, por um lado, contraste acentuado de aridez e semiaridez, tanto em elevadas como em baixas altitudes e, por outro, áreas úmidas. Em comparação aos outros grandes conjuntos continentais, a América do Sul possui, no que diz respeito à disponibilidade de água doce superficial, posição favorável (Quadro 1).

Quadro 1 - Mundo: disponibilidade em água doce e população, 2000 (%)

Continente	Disponibilidade em água (%)	População (%)
Ásia	34	61
América do Sul	27	5,4
América do Norte	15	7,9
África	11	13,9
Europa	8	11,5
Oceania	5	0,5

Fonte: Pacific Institute

Na escala do continente sul americano, as questões relativas à gestão de águas enfrentam dificuldades, como em tantas outras esferas, no que diz respeito às informações sobre quantidade, qualidade e necessidades segundo as diferentes zonas e regiões. Para um mesmo uso necessidades podem variar segundo as técnicas empregadas, as condições de acesso à água, os sistemas de gestão desenvolvidos, etc. Considerando a disponibilidade de água doce (Gráfico 1), as diferenças entre os países sul americanos são bastante importantes.

Enquanto Argentina, Bolívia Paraguai e Uruguai recebem entre 50 e 75% de sua água de fontes localizadas extra território (PNUD, 2006), a posição do Brasil é, nesse contexto, privilegiada, seja na disponibilidade de água nos corpos hídricos superficiais, seja nos subterrâneos. A disponibilidade não pode, todavia, ser dissociada das condições sociais de acesso e da rede de captação e distribuição de água. Cabe lembrar a variação nos dados internacionais, por exemplo Barakat e Ghiotti (2006) mostram para o Mediterrâneo Oriental (Líbano, Israel, Jordânia e Síria) valores distintos quando considerados dados da FAO ou do World Resources Institute.

A integração regional no espaço sul americano e a exploração de recursos naturais, em particular água e petróleo, vem alterando o dado geoeconômico e geopolítico, principalmente no que diz respeito às duas principais bacias hidrográficas internacionais: Amazônica e Prata. Tal como outros recursos naturais, há uma tendência em se considerar os corpos hídricos como estratégicos. São exemplos: a) vias naturais de circulação que no momento atual atraem obras para aumentar a navegabilidade ou conectar regiões agrícolas, aumentando assim, a eficiência dos modais de transpor-

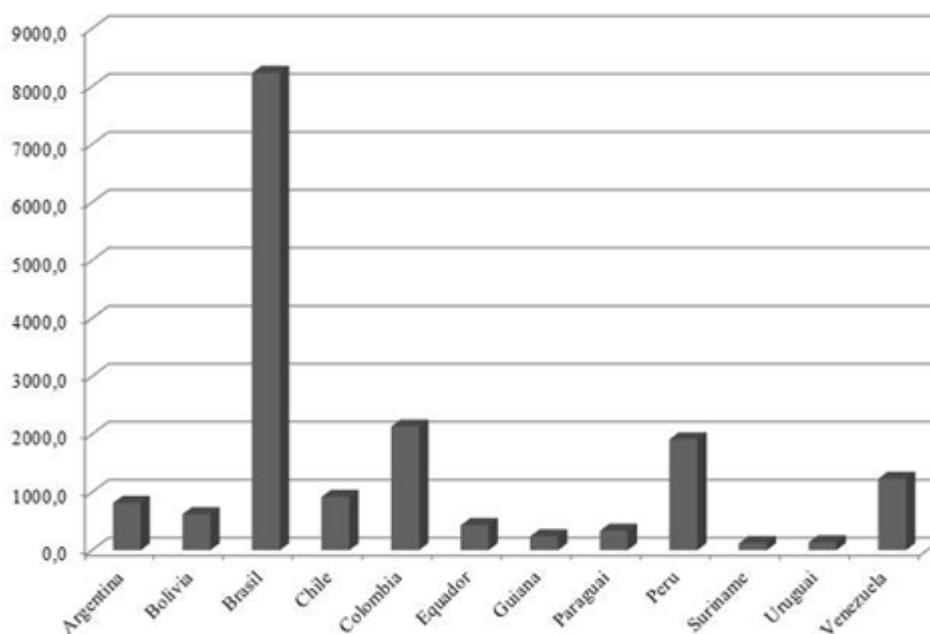


Gráfico 1 - América do Sul: disponibilidade de água doce por país (km³/ano)

Fonte: Pacific Institute

te para exportação da produção; b) reservas com elevado potencial para geração de hidroeletricidade desigualmente aproveitado, representam fronteiras energéticas para investimentos em projetos binacionais ou concorrentes ao longo de rios tributários, e c) o aquífero Guarani que se estende pelas bacias do Paraná, Paraguai e Uruguai numa área equivalente a 1,2 milhões de km² e reservas de 50.000 km³. Este último, dada sua extensão, magnitude e importância é objeto de estudo á parte.

Uma das tendências observadas em vários países (BRUN e LASSERRE, 2006) refere-se aos objetivos de política de água que concentram-se em torno de quatro eixos principais: a) redução da vulnerabilidade aos riscos de inundação; b) luta contra situações de penúria de água, c) melhoria da qualidade da água para consumo humano e animal e d) preservação de zonas úmidas. Em trabalho anterior (PIRES DO RIO, 2011), indicamos como a interação terra-água na bacia do Alto Paraguai, área transfronteiriça, tornou-se objeto de patrimonialização face à ausência de institucionalidades que possam operar nessas regiões⁷. Essa tendência não impede, todavia, que mesmo em situações de integração regional, como na União Europeia⁸, as diretivas sejam de difícil aplicação e permaneçam circunscritas aos limites nacionais, com poucos rebatimentos nos espaços transfronteiriços.

ESPAÇOS TRANSFRONTEIRIÇOS: TURBULÊNCIA DE ESCALAS

Espaços transfronteiriços são considerados como aqueles espaços que resultam de relações de tensão e cooperação na escala regional. Sua particularidade está na associação

entre ruptura no plano político administrativo e, simultaneamente, na cooperação por proximidade, nas transgressões cotidianas daqueles que vivem de um lado e de outro da fronteira, e igualmente pela relação de investimentos ou ações de corporações, agentes não governamentais e as resistências à construção de institucionalidades específicas. São espaços que contestam a ideia de fronteira como divisa entre países que, durante muito tempo, foi considerada verdadeira restrição para a exploração de terras e recursos (DESCROIX e LASSERRE, 2003). Nesse sentido, a gestão de águas assume importância como elemento que interfere na reconfiguração do transfronteiriço.

Um das questões evidenciadas nos espaços transfronteiriços diz respeito ao cunho eminentemente nacional de iniciativas de gestão de águas, apesar do crescente número de artigos e trabalhos que registram o uso compartilhado de recursos. Dois pontos merecem atenção particular. Primeiro a noção de uso compartilhado. Em escalas diferentes, o uso compartilhado de água consiste em herança cultural que está na origem de organizações sociais bastante antigas ou condição que estrutura determinada região (BETHEMONT, 2001). Segundo, a contestação da natural solidariedade montante-jusante. Muitos dos conflitos, tensões e rivalidades em bacias fronteiriças estão relacionados ao recurso compartilhado ou a projetos concorrentes de projeção regional. Muitos exemplos podem ser lembrados.

Na União Européia, Clarimont (2006) mostrou para o caso da Espanha, que políticas de recursos hídricos tratadas como política setorial são frequentemente contestadas. A argumentação é construída em torno da crise de modelo de planejamento nacional em favor da afirmação do poder regional e local. A anterioridade da gestão integral da água na Espanha corresponde à “afirmação do voluntarismo de Estado” (*id., ibid.*, p. 117) pressupondo “integração intensiva dos recursos hídricos das bacias dos grandes rios” (*id., ibid.*, p. 119). O esgotamento desse modelo conduziu para a nova modalidade de gestão integrada como aquela que mais se aproxima de um modelo de sustentabilidade.

A relação montante-jusante não pode ser analisada sem a consideração da dinâmica territorial que se impõe para tratar de tensões e rivalidades. Uma das razões pela quais insistimos nos limites de se circunscrever toda gestão de água à bacia hidrográfica diz respeito à redução dos problemas de natureza institucional à relação de causa-efeito. A ampla imposição da bacia hidrográfica como “quadro natural para a gestão de águas” (DESCROIX e LASSERRE, 2003: 15) traduz, na realidade, uma visão estática da relação montante-jusante. Solidariedade opõe-se à confrontação: regiões e países situados à jusante estão constantemente expostos às ações de gestão daqueles situados à montante. A redução dos riscos de penúria são os elementos centrais da gestão do uso compartilhado de água. Situação que expressa igualmente tensão em área transfronteiriça é aquela descrita por Descroix e Lasserre (*op cit.*) a respeito do uso compartilhado das águas do rio Grande/rio Bravo que resume ao mesmo tempo situação de trocas desiguais e de conflitos regionais pautados pela relação de força norte-sul.

Perspectiva distinta é considerar a dimensão dinâmica das relações institucionais, econômicas, sociais e ambientais. Os agentes envolvidos na gestão do recurso

compartilhado não são necessariamente envolvidos na relação montante-jusante. Ao contrário, eles podem estar confrontados às demandas coletivas e objetivos de política interna distintos e que implicam em gestão distinta daquela circunscrita à bacia hidrográfica. A Alemanha, por exemplo, que tem 60% da disponibilidade de água superficial em cursos compartilhados com países vizinhos⁹, desenvolveu noção de *kulturbau* para designar a gestão integrada do solo e da água (BARRAQUE, 1995).

Os conflitos na fronteira do Himalaia, contestada pela China, aumentam a vulnerabilidade do abastecimento de água do estado indiano de Arunchal Pradesh. Questão-chave das relações sino-indianas, os platôs tibetanos representam o principal manancial para os rios que cortam o norte da Índia. Do lado chinês, vários projetos de transposição entre diferentes rios e bacias podem provocar redução significativa nos fluxos de água dos rios internacionais que são compartilhados com países situados à jusante (DESCROIX e LASSERRE, 2003). Ora, a situação de conflito ou urgência de solidariedade emerge apenas quando há ameaça de penúria ou estresse hídrico?

Outro exemplo bastante contundente é o caso do Líbano: Barakat e Ghiotti (2006, *op. cit.*) analisam a instrumentalização dos recortes funcionais face às disputas políticas e territoriais. Acordos políticos, lutas e disputas institucionais para controle dos diferentes territórios da água acentuam tendências à fragmentação do território. É possível observar aspectos semelhantes no contexto peruano (GELLES, 2001) no que diz respeito à questão subjacente ao controle dos recursos em água como manifestação de poder.

Contingências e relatividade consistem, portanto, elementos que afetam a água nas áreas regiões transfronteiriças. Ao contrário às situações de disputas, tensões, conflitos e fragmentação, em regiões nas quais a cooperação transfronteiriça pôde se desenvolver, como entre França e Bélgica (POTTIER et al., 2006), não há rebatimentos na gestão por bacia hidrográfica que permanece restrita ao quadro nacional. Nas regiões transfronteiriças, sob cobertura do Programa Europeu de Cooperação Transfronteiriça, a gestão de água se refere a problemas específicos, como medidas de controle de inundações. O contrato de rio¹⁰ consiste no instrumento empregado: sem poder de regulamentação, é originado por demanda local, aplicado à região (id.ibid., p. 165).

Além dos conflitos acima descritos, as intervenções em ponto qualquer ao longo do rio pode ter efeitos a montante e a jusante, constituindo portanto, novas situações e novos comportamentos em ambas as direções. É nessa dimensão que a solidariedade montante-jusante como imanente da bacia parece ocultar: as manifestações mais ou menos sutis do poder regional que interferem na seleção e adoção de critérios de qualidade e quantidade em diferentes níveis, da capacidade de adaptação às situações de crise, aos sistemas organizacionais, à legitimidade das instituições e organizações que atuam na gestão. Em áreas transfronteiriças, o papel das instâncias de gestão de águas pode evoluir consideravelmente. O confronto entre as duas perspectivas indica a necessidade de considerar temporalidades e espacialidades distintas na gestão de águas.

UM DEBATE NECESSÁRIO: COOPERAÇÃO E CONFLITO NA AMÉRICA DO SUL

No que se refere à gestão de águas transfronteiriças, consiste ponto importante estabelecer os momentos de cooperação e/ou conflito entre os países e os respectivos objetos híbridos de gestão. A identificação desses momentos foi feita através da base de dados disponibilizada pelo programa *From Potential Conflict to Cooperation Potential* [em tradução livre “de conflito potencial a potencial de cooperação”]– PCCP, da UNESCO. São enumerados, além dos tratados diplomáticos formais entre países em setores que concernem a água, diversos “eventos” que denotam situações de conflito e cooperação transfronteiriças. Esses eventos são classificados¹¹ na base de dados com valores que vão de -7 a 7. Os dados são registrados a partir de 1950, e a seleção dos eventos presentes teve como base reportagens de jornais dos países que compartilham bacias. A análise apresentada abaixo foi restrita aos que compartilham bacias dos rios Amazonas e Prata.

A classificação utilizada pelo PCCP, que caracteriza um evento como conflito ou cooperação, é retrato de um momento específico. A evolução no tempo altera a natureza da relação, podendo ir para uma estrutura de cooperação ou, em sentido contrário, para uma situação de tensão e conflito declarado. Esse deslocar é justamente fruto de relação social e do jogo de poder e contra-poder, ou seja, todo conflito pode vir a ser cooperação, como toda cooperação pode sofrer revezes e tornar-se relação conflituosa. Não estão diretamente contemplados na base de dados os processos que se manifestam em escalas diferentes da nacional, ou seja, não é possível caracterizar, à primeira vista, aquela turbulência de escalas que se entende aqui como característica própria de espaços transfronteiriços. Por isto, longe de quantificar os eventos descritos na base de dados, os Quadros 2 e 3 trazem, para as grandes bacias do rio da Prata e do Amazonas, uma seleção de conflitos e cooperações em suas trajetórias espaço-temporais que evidenciem tanto a evolução da natureza da relação quanto as turbulências de escala.

No âmbito da cooperação (Quadro 2), sobressai o setor de geração de hidroeletricidade e o formato institucional de acordos bi e multi-nacionais. Esta cooperação em relação à hidroenergia é mais antiga e frequente na bacia do rio Prata, cujo primeiro tratado de gestão é de 1969. Na década de 1970, o aparato institucional que possibilitaria acordos bi e multi nacionais no setor de hidroenergia foi progressivamente construído e aperfeiçoado. Nestes casos é a escala nacional que desponta como primordial para o entendimento, com seus projetos internos de infraestrutura energética, e em suas relações externas com as soberanias vizinhas. Não se pode deixar de considerar, adicionalmente, a escala regional, a condição transfronteiriça e os impactos territoriais dos grandes empreendimentos hídricos possibilitados por acordos e institucionalidades dos acordos bi e multi laterais.

Alguns dos eventos listados como de cooperação aparecem primeiro na base de dados como conflituosos. Isto demonstra para os propósitos do trabalho, a trajetória de idas e vindas da relação cooperação-conflito. Por esta razão os quadros 2 e

Quadro 2 - Bacias do Prata e do Amazonas: registros de cooperação

Fonte: Elaborado a partir de dados do “Transboundary freshwater dispute database” (Oregon State University, College of Science, Institute for Water and Watersheds, Program in Water Conflict Management and Transformation). (<http://www.transboundarywaters.orst.edu>; último acesso em 14/06/2012)

Bacia	Data	Países	Evento	Setor	Escala
Prata	1969	Brasil, Uruguai, Paraguai, Argentina, Bolívia	Tratado da bacia do Prata	Diversos	nacional
Prata	1973	Brasil, Paraguai	Acordo para construção de barragem Binacional	Hidroenergia	nacional - regional
Prata	1979	Brasil, Paraguai, Argentina	Acordo de construção de usinas no rio Paraná	Hidroenergia	nacional - regional
Prata	1995	Argentina, Bolívia	Acordo de gestão compartilhada da bacia superior do rio Bermejo	Gestão de fluxos, hidroenergia, irrigação	nacional - regional - local
Prata	1997	Paraguai, Argentina, Bolívia	Acordo de gestão do rio Pilcomayo	Gestão de fluxos, hidroenergia	local - nacional - bacia
Prata	2006	Brasil, Argentina	Acordo para construção conjunta de usina no rio Grande	Hidroenergia	nacional - regional
Amazonas	1978	Colômbia, Brasil, Guiana, Suriname, Peru, Venezuela, Equador, Bolívia	Tratado para cooperação amazônica	Diversos	nacional
Amazonas	1983	Brasil, Bolívia	Acordos de construção de hidrelétricas nos rios Madeira e Mamoré	Hidroenergia	nacional - regional
Amazonas	1997	Equador, Peru	Intervenções conjuntas na fronteira molhada	Navegação, abastecimento urbano, irrigação	nacional - local

3 ganham em poder explicativo quando olhados em conjunto. Destacamos três destes casos, nos quais a análise da cooperação-conflito ajuda a exemplificar as dinâmicas que se analisam neste trabalho. O primeiro se refere ao binômio cooperação-conflito entre Paraguai e Brasil em relação à Itaipu. Este é um conflito atual que só pode existir porque, anteriormente, houve cooperação entre os países, tanto na construção de uma usina binacional quanto na elaboração da estrutura institucional que assegura ao Brasil a compra da energia gerada a partir de recursos hídricos oriundos do país vizinho.

O segundo e terceiro exemplos evidenciam a turbulência de escalas que caracteriza a constituição dos espaços transfronteiriços e a questão da água. O conflito-cooperação em relação ao rio Pilcomayo se inicia com dois eventos locais: o desvio do curso do rio em território argentino em obras de contenção de enchentes, que foi apontado como responsável pela diminuição do fluxo em território paraguaio e aumento do assoreamento. A princípio exemplo típico da solidariedade natural montante-jusante, este conflito se inicia em escala local com as ações obre o curso do rio, se consubstancia em escala nacional com as tensões diplomáticas entre os dois países e por fim envolve uma terceira escala de entendimento. O conflito se torna cooperação em um acordo de gestão de bacia que “subiu” o rio e congre-

Quadro 3 - Bacia do Prata e do Amazonas: registros de conflitos

Fonte: Elaborado a partir de dados do “Transboundary freshwater dispute database” (Oregon State University, College of Science, Institute for Water and Watersheds, Program in Water Conflict Management and Transformation). (<http://www.transboundarywaters.orst.edu>; último acesso em 14/06/2012)

Bacia	Data	Países	Evento	Argumentação	Escala
Prata	1976-1979	Brasil e Argentina	Argentina demonstra contrariedade à construção de Itaipu e exige participar das negociações	Soberania sobre águas	nacional
Prata	1981-1997	Paraguai, Argentina	Desvio de curso do rio Pilcomayo em território argentino; diminuição da vazão e assoreamento na região do Chaco paraguaio	Controle de enchentes X regime de águas	local - nacional
Prata	2009 -	Brasil, Paraguai,	Tarifa e disponibilidade de energia em Itaipu	Tarifa de energia X segurança energética	nacional
Amazônia	1942 - 1997	Equador, Peru	Disputa territorial	Soberania e demarcação de limites	nacional
Amazônia	2007-	Brasil, Bolívia	Estados bolivianos recorrem à Organização do Tratado amazônico contra a construção de hidrelétricas no rio Madeira	Superfície inundada X segurança energética	local - regional - bacia

ga novos atores (Bolívia) ao estabelecimento de institucionalidades em diversos setores de intervenção.

No terceiro exemplo, o entendimento da cooperação-conflito entre Brasil e Bolívia em relação ao rio Madeira/Mamoré se inicia com a cooperação, em escala nacional, em tratados de aproveitamento hidroenergético do rio em território brasileiro e possíveis empreendimentos binacionais. O início da construção das primeiras usinas em território brasileiro demonstra inicialmente impactos territoriais locais e regionais em atividades como a mineração, o garimpo e a extração de madeira, por vezes levando à contestação de soberanias, em relação aos quais é possível caracterizar potencial de conflito. A turbulência de escalas não se resume aos impactos diretos no território, como também a um “salto” de escalas na construção política do problema (DELANEY e LEITNER, 1997): dois estados bolivianos fronteiriços ao Brasil, insatisfeitos com a posição de seu governo nacional, pulam esta escala e contestam junto à Organização de Cooperação do Tratado amazônico (escala da bacia) a legitimidade das obras de projetos de hidroenergia.

CONSIDERAÇÕES FINAIS: QUESTÕES TRANSVERSAIS

Que questões de pesquisa emergem a partir da análise da gestão de águas nos espaços transfronteiriços para a América do Sul? Os parâmetros para definição de estruturas comparativas partiu de questão de atualidade na União europeia: a “comoditização”, ou seja, a noção que vem se afirmando no contexto europeu para definir o caráter comercial dos serviços de abastecimento e de distribuição de água. Essa noção tenta refletir a mudança de escala nas questões relativas à água **como questão econômica de primeira ordem** e, portanto, assume contornos de disputa e conflitos em diferentes níveis: Estado, atores, mercado e regulação. A história da integração regional não pode ser dissociada de contestações e resistências em diferentes setores e por distintos grupos sociais. Dessa constatação decorre que parâmetros como distribuição da população e sua taxa de crescimento, urbanização, competição entre demandas setoriais e interdependência transfronteiriça constituem a base de uma análise comparada.

Um dos desafios de natureza geoinstitucional consiste na implantação de determinado tipo de **soberania territorial limitada** para Estados que compartilham corpos hídricos. Vários são os exemplos que ilustram, na história das relações internacionais, tensões e disputas provocadas pela utilização de corpos hídricos: Bélgica e Holanda, Espanha e França, França e Alemanha, Portugal e Espanha. Esses casos justificariam a necessidade de controle institucional em áreas transfronteiriças. A divergência de concepções e interesses nos espaços fronteiriços não se limita exclusivamente aos países. Unidades federativas, províncias, departamentos e municipalidades são malhas instituídas que podem divergir sobre o papel de uma agência na gestão transfronteiriça.

O segundo desafio de natureza geoinstitucional reside na adoção ou não de **mercados de direitos de água**. À semelhança dos créditos de carbono, os Estados

Unidos defendem a adoção de créditos de água para serem negociados. Há duas considerações a esse respeito. A primeira diz respeito à distribuição dos créditos. No Chile, por exemplo, a tentativa de implementar sistema semelhante conduziu à corrida às “fronteiras” de lençóis e aquíferos pelas companhias de mineração. Como corolário: desnacionalização e elevada concentração de ofertantes de créditos de água. A segunda diz respeito à situação de disponibilidade efetiva de água para a população: as situações de estresse e de escassez passam a ser definidas pela organização oligopólica dos ofertantes tendo, portanto, sua dinâmica regulada não pelo fluxo natural, mas pelo bloqueio do acesso via prática de preços de quase monopólio.

O terceiro desafio reside na implantação de instâncias internacionais que possam arbitrar e regular usos múltiplos. De modo, distinto da navegação e da eletricidade o controle e decisão de usos múltiplos permanecem sensíveis às pressões nacionais. A proposta de transposição de águas do Ródano para a Espanha, região da Catalunha, foi bloqueada pela pressão de produtores rurais da França que dependem dessa fonte como principal água para irrigação. Por trás dessa disputa, o uso agrícola define a posição de recusa do governo francês em aceitar a transposição que beneficiaria diretamente a produção espanhola de produtos concorrentes aos produtos franceses. Estruturas de irrigação ainda não fazem parte da integração europeia.

Na América do Sul, a estrutura institucional para ações do tipo “gestão integrada” de águas transfronteiriças ainda são institucionalmente frágeis e sem rebatimentos territoriais relevantes além do hidroenergético. Ainda que a existência e o potencial de conflitos tenham levado a ações de cooperação, é apenas no setor de hidroenergia na bacia do rio Prata que pode ser encontrada estrutura institucional consolidada. A fronteira hidroenergética brasileira, na bacia amazônica, já evidencia, nos primeiros empreendimentos iniciados seu potencial conflituoso em diferentes escalas. A reduzida seleção de eventos de cooperação/conflito no continente permite eleger caminhos de continuidade da pesquisa, na seguinte direção de questionamento: i) quem são e como podem ser caracterizados atores e agentes locais/regionais dos espaços transfronteiriços no que se refere a mecanismos de gestão de águas, especialmente em suas construções políticas de escala?; ii) que territórios emergem a partir das transgressões cotidianas características dos espaços transfronteiriços e como a água está inserida em cada contexto territorial?; e iii) qual o quadro do desenvolvimento institucional da política de águas em cada país e sua relação (ou falta de) com a gestão de águas em espaços transfronteiriços.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTAS Jr, R *Território e Regulação. Espaço geográfico como fonte, fonte material e não formal do direito*. São Paulo: Associação Editorial Humanitas. FAPESP, 2005.

ABERS, R.; JORGE, K. D. Descentralização da gestão da água: por que os comitês de bacia estão sendo criados? *Ambiente & Sociedade*, v. 8, n. 2, p. 99-124, 2005

ASSUNÇÃO, F. N.; BURSZTYN, M. A. Conflitos pelo uso dos recursos naturais. In: THEODORO, S. H. *Conflitos e uso sustentável dos recursos naturais*. Rio de Janeiro: Garamond, 2002, p. 53- 69.

BARAKAT, L e GHIOTTI, S Quand territorialisation rime avec fragmentation. Lesenjeux territoriaux autour de la Réforme de la Politique de l'eau au Liban. BRUN, A e LASSERRE, F *Politiques d'eau : grands principes et réalités locales*. Presses Universitaires du Quebec. 2006.

BARRAQUÉ, B. (org.): *Les politiques de l'eau en Europe*. Paris: La Découverte. 1995.

BARRAQUÉ, B. "La politique européenne dans le domaine de l'eau: impact, implication, impératifs". *Rev. Française de Géographie* (4): 125-136. 1998

BARTH, T F et al 1987. *Modelos para Gerenciamento de Recursos Hídricos*. São Paulo Nobel, ABRH.

BETHEMONT, J *De l'eau et des hommes : essai géographique sur l'utilisation des eaux continentales*. Paris : Bordas, 1977. 267 pp

BETHEMONT, J *Géographie de la Méditerranée*. Paris : Armand Colin, 2001. 2 Ed., 300 pp.

BLANCHON, D Les nouveaux enjeux géopolitiques de l'eau en Afrique Australe. *Herodote* 102, 2001, pp113-136.

BROCH, S A O Gestão Transfronteiriça de águas : o caso da bacia do Apa. Tese. CDS : UNB, 2008.

BRUN, A e LASSERRE, F *Politiques d'eau : grands principes et réalités locales*. Presses Universitaires du Quebec. 2006. 401pp.

BRUN, A e LASSERRE, F *Gestion de l'eau : approche territoriale et institutionnelle*. Presses Universitaires du Quebec. 2012. 207 pp.

CAMPOS, V N de O e FRACALANZA, A P Governança das águas no Brasil: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. *Ambiente & Sociedade* vol 13 (2): 365-382, 2010

CASTRO, I.E. O problema da escala. Em: CASTRO, I.E. et. al. (orgs.) *Geografia: conceitos e temas*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, pp.117-140, 2003.

CLARIMONT, S La planification hydrologique et le développement durable en Euope Occidentale. Une comparaison France-Espagne. In : BRUN, A e LASSERRE, F *Politiques d'eau : grands principes et réalités locales*. Presses Universitaires du Quebec. 2006.

CHANG, H- J *Chutando a escada. A estratégia do desenvolvimento em perspectiva*

histórica. São Paulo: Editora da UNESP, 2004.

DELANEY, D. e LEITNER, H. The political construction of scale. *Progress in Human Geography* v. 16, n. 2, pp. 93-97, 1997.

DESCROIX, L e LASSERRE, F (org) *L'eau dans tous ses états*. Paris L'Harmattan.2003. 350 pp

DOUROJEANNI, A et al 2002. Gestión Del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. Serie: *Recursos Naturales e Infraestructura* (47). Santiago: ONU/CEPAL.

FOUCHER, M *L'obsession des frontières*. Paris : Perrin. 2007. 213 pp.

FRACALANZA, A. P.et al.. Governança das águas da Região Metropolitana de São Paulo (Brasil) - o caso do Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. In: JACOBI, P. R.; SINISGALLI, P. A. (Org.). *Dimensões político institucionais da governança da água na América latina e Europa*. São Paulo: Annablume, 2009. p. 57-81

GELLES, P H *Agua y poder en la sierra peruana*. Pontificia Universidad Catolica del Peru. Fondo Editorial. 2002.

GHIOTTI, S Les territoires de l'eau et la décentralisation. La gouvernance de bassin versant ou les limites d'une évidence. *Développement durable et territoire*. Dossier 6. Disponible en <http://developpementdurable.revues.orh/document1742.html>. Acesso: janeiro 2010.

LASSERE, F e DESCROIX, L *Eaux et Territoires : tensions, cooperation et géopolitique de l'eau*. Paris : L'Harmatan, 2003.275 pp.

LAURELLI, E Dinámicas mundiales e integración regional em espacios periféricos em los umbrales Del siglo XXI. In ZARATE, R e ARTESI, L (org) (2004): *Dinámicas Mundiales, Integracion Regional y Patrimonio em Espacios Periféricos* Rio Gallegos: UNPA, 2004.

MOORE, A. Rethinking scale as a geographical category: from analysis to practice. *Progress in Human Geography* vol. 32, n. 2, pp. 203-225, 2008.

PAASI, A. Place and region: looking through the prism of scale. *Progress in Human Geography* vol 28, n. 4, pp. 536-546, 2004.

PIRES DO RIO, G A "Gestão de Águas: um desafio geoinstitucional". In OLIVEIRA, M P et AL (org): *O Brasil, a América Latina e o Mundo: espacialidades contemporâneas*.Vol 1. Rio de Janeiro: Lamparina: ANPEGE, 2008.

PIRES DO RIO, G A. La gestión de recursos hídricos por cuencas hidrográficas: por qué rebartila? In: Sandré Osorio et al (editores) *Gestión del agua: una visión comparativa entre Mexico y Brasil*. Jiutepec, Morelos: Archivo Histórico Del Agua, Ins-

tituto Mexicano de Tecnologia Del Agua, Universidad Autonoma Del Estado de Morelos, 2009

PIRES DO RIO, G A Espaços Protegidos Transfronteiriços: Patrimônio Natural e Territórios na Bacia do Alto Paraguai. *Revista Sustentabilidade em Debate*. Vol 2 N 01, pp. 65-80, jan-jun 2011. Disponível em www.revista.sustentabilidade.unb.br

PNUD, Relatório de Desenvolvimento Humano 2006. A água para lá da escassez: poder, pobreza e crise mundial da água. Disponível em <http://hdr.undp.org>.

POTTIER, N et al La coopération Transfrontalière pour la gestion de l'eau et des inondations. L'expérience du Bassin de la Semois/Semoy (France/ Belgique). In : BRUN, A e LASSERRE, F *Politiques d'eau : grands principes et réalités locales*. Presses Universitaires du Quebec. 2006.

RIBEIRO, W C (org) *Governança da água no Brasil. Uma visão interdisciplinar*. São Paulo : Annablume, 2009.

SALATI, E., et.al. Aspectos Institucionais do Gerenciamento de Recursos Hídricos. Cap. 02. p.39-64. In: REBOUÇAS, A. C. et al. (org.). *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*. São Paulo, Ed. Escrituras, 1999.

SANTOS, B de S Pela mão de Alice: o social e o político na pós-modernidade. 9ª edição. São Paulo Cortez, 2003.

SANTOS, M A *natureza do espaço*. São Paulo: Editora HUCITEC, 1996.

SCHNEIER G e DE GOUELLO, B *Eaux et Réseaux Les défis de la mondialisation*. Paris : CREDAL, IHEAL, 2003

SCHNEIR-MADANES, G (dir) *L'eau mondialisée. La gouvernance en question*. Paris : La Découverte, 2010.

SIRONNEAU, J *L'eau. Nouvel enjeu stratégique mondial*. Paris : Economica. 1996.

SWYNGEDOUW, E. Scaled geographies : nature, place, and the politics of scale. Em : SHEPPARD, E. e McMASTER, R.B. (eds.) *Scale and geographic inquiry : nature, society and method*. Oxford : Blackwell Publishing, pp. 129-153, 2004.

TROTTIER, J Planification, gestion et gouvernance transfrontalière ». In La Garonne, grand fleuve du Sud-Ouest européen. Anais do colóquio, Toulouse, dezembro, 2007. Pp 161-162.

TROTTIER, J L'avènement de la gestion intégrée des ressources en eau. In : BRUN, A e LASSERRE, F *Gestion de l'eau : approche territoriale et institutionnelle*. Presses Universitaires du Quebec. 2012. 207 pp.

WITTFOGEL, K *Despotismo Oriental estudio comparativo del poder totalitario* Madrid: Ediciones Guadarrama, 1966.

NOTAS

- ¹ Este trabalho retoma parte de versão apresentada no VI Encontro Nacional da ANPPAS, realizado no período de 18 a 21 de setembro de 2012 em Belém do Pará, Brasil.
- ² A primeira se refere à relação matemática entre a representação gráfica e o terreno real, enquanto a segunda vem, desde o final da década de 1970, se tornando um dos principais eixos de discussão e avanço da geografia humana.
- ³ O modelo consiste em proposta de Manejo Integrado e Sustentável dos Recursos Hídricos Transfronteiriços na Bacia do Rio Amazonas
- ⁴ A localização no altiplano a uma altitude de 3810 metros e uma superfície de 8167 km² faz do lago Titicaca um dos primeiros sistemas a dispor de uma autoridade de gestão de águas; Autoridade Autônoma binacional do lago Titicaca, criada em 1996. <http://www.datosperu.org/>
- ⁵ Bacia de Drenagem foi definida no âmbito da Convenção de Helsinki como área geográfica que se estende por dois ou mais Estados e determinada pelos limites da área de alimentação do sistema hidrográfico, compreendendo águas de superfície e subterrâneas que escoem por um canal coletor comum.
- ⁶ A Conferência de Helsinki estava associada aos temas de segurança e cooperação na Europa. Participaram da conferência representantes de 34 países: República Federal da Alemanha, República Democrática da Alemanha, Áustria, Bélgica, Bulgária, Chipre, Dinamarca, Espanha, Finlândia, França, Grécia, Holanda, Hungria, Irlanda, Islândia, Itália, Liechtenstein, Luxemburgo, Malta, Mônaco, Noruega, Polônia, Portugal, Romênia, Reino Unido, Vaticano, Suécia, Suíça, Tchecoslováquia, Turquia, União Soviética, Yugoslávia, além de Estados Unidos e Canadá.
- ⁷ Não podemos perder de vista o longo processo de integração sul americana marcado pela criação do Mercosul e também por ações binacionais que reforçam interdependências entre países.
- ⁸ Considerada como parte das políticas ambientais, o quadro regulatório que incide sobre a água consiste na mais antiga das políticas europeias. Desde 1975 diretivas sobre qualidade da água vem sendo adotadas.
- ⁹ A evolução da gestão no vale o rio Reno exemplifica as experiências de cooperação, disputas e tensões particulares, entre a Alemanha e França.
- ¹⁰ No original contrat de rivièrè.
- ¹¹ A explicação detalhada da escala utilizada na base de dados pode ser encontrada em www.transboundarywaters.orst.edu/database/event_bar_scale.html (últi-

mo acesso em 14/06/2012). A escala é baseada na intensidade de conflitos, indo da declaração de guerra (-7) à formação de estrutura de governo (7).



A Pegada Ecológica como Instrumento de Avaliação Ambiental da Cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul

Andrea Janaina Cayres Estrela Fiorini¹
Celso Correia de Souza²
Mercedes Abid Mercante³

¹Mestranda em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional da Universidade Anhanguera Uniderp – Campo Grande, MS, Brasil. e-mail: andreaestrela_23@hotmail.com.

^{2,3}Professor do Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional da Universidade Anhanguera Uniderp – Campo Grande, MS, Brasil. e-mail: csouza939@gmail.com, mercedes@terra.com.br

Recebido em 03.10.2012

Aceito em 02.02.2013

ARTIGO

Resumo

A Pegada Ecológica (PE) configura-se como um indicador de sustentabilidade e qualidade de vida, bem como, uma metodologia de contabilidade ambiental que avalia a pressão do consumo humano sobre os recursos naturais. A PE de uma pessoa, cidade ou país é dada pela área de terra ou mar produtiva, necessária para sustentar o seu estilo de vida, que envolve alimentação, moradia, lazer, locomoção, entre outros. Neste trabalho, calculou-se a PE da cidade de Campo Grande, MS, que resultou em 3,03 hectares globais de terras produtivas por habitante, necessárias para sustentar o seu estilo de vida. Foram consideradas para o cálculo da PE as variáveis: áreas verdes, áreas urbanas construídas; áreas de ocupação ilegal; consumo de carne bovina; consumo de alimentos; emissões produzidas pela queima de combustíveis fósseis; consumo de energia elétrica e de água e; produção de lixo. A PE da cidade está 12,22% acima da PE mundial e 68,33% acima do que é considerado disponível, de modo sustentável para cada habitante do planeta.

Palavras-chave: Estilo de vida, sustentabilidade ambiental, recursos naturais, impacto ambiental.

Abstract

The Ecological Footprint (EF) is configured as an indicator of sustainability and quality of life, well as an environmental accounting methodology which assesses the pressure from human consumption of natural resources. The EF of a person, city or country is given by the area of productive land or sea required to sustain their lifestyle, which involves food, housing, transportation, among others. In this paper was calculated the EF of Campo Grande city, which resulted in 3,03 global hectares of productive land per capita, needed to sustain their lifestyle. Were considered to calculate the EF variables: green area; built urban areas; areas of illegal occupation; beef consumption; food consumption; emission produced by burning fossil fuels; electricity consumption; water consumption and waste production. The EF was 12,22% above the global EF and 68,33% above what is considered affordable for every inhabitant of the planet.

Keywords: Lifestyle, environmental sustainability, natural resources, environmental impacts.

INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial, da economia e do consumo dos recursos naturais nos níveis atuais deixam fortes indícios de que os ecossistemas terrestres não suportarão tanta pressão caso não se repense a saúde do planeta Terra pautado na mudança de comportamento rumo à sustentabilidade. Respalhada pelo desenvolvimento tecnológico, evolução da medicina e consequente aumento da expectativa de vida, a população mundial está hoje (2013), na casa dos 7 (sete) bilhões de habitantes, com projeções para 10 (dez) bilhões em 2100, um batalhão de gente, que enfileirada, formaria uma linha de 2,1 milhões de quilômetros, equivalente a 53 voltas em torno da Terra.

O mundo tornou-se um cenário urbano, pois no início da década de 1950 a massa populacional rural iniciou a migração para os centros urbanos em busca de melhor qualidade de vida. Com a necessidade crescente do uso dos recursos naturais em decorrência do estilo de vida da população urbana, teve-se como consequência uma significativa pressão sobre os recursos naturais, resultando na poluição do solo, da água e do ar, ocupação ilegal de áreas protegidas, construção de grandes usinas hidrelétricas represando grandes rios, ocasionando a perda de biodiversidade.

Os adensamentos urbanos, formados desordenadamente, transformam e reduzem áreas naturais em ambientes artificiais exaurindo os recursos naturais e a capacidade de regeneração dos ecossistemas, de forma a limitar as atividades humanas e colocar a qualidade de vida em risco. A dependência direta do ser humano em relação à natureza transforma os bens naturais em materiais, retirando de forma excessiva recursos naturais para o seu sustento, transformando a situação de regeneração da natureza em cenário crítico. Tais atividades antrópicas contribuem para o metabolismo acelerado das cidades que transformam a geografia física das paisagens naturais em áreas construídas, densamente povoadas. Nestes *habitats* artificiais se constroem diariamente modelos de estilo de vida baseados em tendências de consumo, desencadeados após a Revolução Industrial, no final do século XVIII, dando início ao consumo insustentável, além da capacidade de reposição do planeta.

Pensando em mensurar os impactos ambientais resultantes das ações antrópicas no planeta, os estudiosos Mathis Wackernagel e William Rees, em 1996, desenvolveram uma metodologia, denominada de Pegada Ecológica (PE), capaz de calcular e valorar as atividades humanas e as suas pressões sobre a Terra. Esta metodologia se utiliza de um determinado espaço físico produtivo de terra ou mar, mensurado em hectare global (gha), necessário para prover o consumo e absorver os resíduos de cada item de material ou energia consumida por uma pessoa (1 ha = 2,21 gha). Assim, cada indivíduo teria o espaço necessário para sobreviver sem a necessidade de consumir mais do que se tem disponível no planeta (WACKERNAGEL e REES, 2001; CINDIN e SILVA, 2004).

A PE está alicerçada no tripé: sustentabilidade, equidade e *overshoot* e consiste em um indicador ambiental que revela a importância de se conservar o planeta em boas condições para futuras gerações e disponibiliza uma linguagem única para



que autoridades competentes possam tomar decisões de melhorias ambientais. A qualidade ambiental de uma cidade, país ou do mundo implica em qualidade de vida para todos, pois, viver sustentavelmente, embora seja objeto de muita discussão, é fazer o bom uso do meio ambiente por todos no cenário mundial. Isto significa que todas as atividades como a queima de combustíveis fósseis, o desmatamento, a contaminação do solo, assim como o seu mau uso, são inerentes ao processo de contribuição para a depleção do capital natural.

Frente a este cenário, de possíveis futuras catástrofes, motivadas pelo alto crescimento econômico mundial, que tem acelerado o consumo dos recursos naturais utilizando a natureza como estoque infindável de materiais, faz-se necessário mudanças de comportamento do ser humano em relação à preservação do meio ambiente. Quanto maior o consumo de alimentos, bebidas, vestuário, transporte, moradia, entre outros, maior a depleção dos mesmos.

Segundo Martins (2012), a PE tem demonstrado ser a metodologia eficaz na contabilização ambiental, apontando onde e quais impactos ambientais precisam ser mitigados para que o planeta não entre em colapso. Com o suporte desta ferramenta ambiental, o objetivo principal deste trabalho foi calcular a PE da cidade de Campo Grande, MS e divulgar os resultados junto à população da cidade, bem como, às autoridades competentes para as possíveis tomadas de decisões.

REVISÃO DE LITERATURA

A procura por melhor qualidade de vida, contribuiu para a desconexão da população rural com a natureza, que trocou a vida equilibrada do campo em direção aos centros urbanos. Na opinião de Leff (2001, p.288), “os assentamentos humanos converteram-se em símbolo de modernidade e progresso, levando à desruralização da vida humana, o que exaltou a urbanização como modelo de civilidade, denegrindo os modelos de vida rural como formas pré-modernas e inferiores de existência”.

Seguindo esse novo modelo de estilo de vida, a urbanização se avoluma e a residência dos trabalhadores agrícolas é cada vez mais urbana. Iniciou-se, assim, um processo de urbanização, que é o processo mediante o qual uma população se instala e se multiplica numa dada área que aos poucos se estrutura como cidade. Sendo as cidades locais propícios para o crescimento econômico, Santos (2005, p.77) afirma que: “registra-se além das cidades milionárias, o desenvolvimento das cidades intermediárias ao lado das cidades locais, todas, porém, adotando um modelo geográfico de crescimento espraiado, com um tamanho desmesurado que é causa e efeito da especulação”.

Conforme explicação de Ferreira (1999, p.578): “urbanização é um fenômeno caracterizado pela concentração cada vez mais densa de população em aglomerações de caráter urbano”. O crescimento populacional observado das grandes cidades motivado pelo êxodo rural vem associado à exagerada taxa de consumo dos recursos naturais, principalmente nos países emergentes, resultando no aumento dos índices de poluição urbana, com desequilíbrios ambientais, com a aceleração do

efeito estufa, redução da camada de ozônio e da biodiversidade. O consumo dos recursos naturais em bases insustentáveis resulta na degradação dos sistemas físico, biológico e social das cidades, agravando os riscos à saúde (SANTOS, 2005).

As cidades e a crise ambiental

De acordo com Franco (2000), as cidades ocupam uma área entre 1 a 5% da superfície terrestre, porém, alteram toda a natureza, por causa dos ambientes extensos de entrada e de saída que elas demandam. Nesse mesmo pensamento, Dias (2002) afirma que as cidades ocupam em média 2% da superfície da Terra, mas consomem 75% dos seus recursos. Segundo a World Resources Institute (1997), a estimativa da área terrestre ocupada pelas cidades é de 1%, mas se considerar todo o megametabolismo das mesmas, toda a biosfera é influenciada. Por isso, diz-se que a cidade não pode ser considerada como um organismo independente de outros, ela depende de trocas com áreas externas, assim como, energia, alimentos, água, cultura, costumes, religião e informações, ou seja, a cidade não sobrevive por si só.

Em relação ao consumo e a pressão que os bens naturais sofrem para manter a vida na cidade, Odum (1988) afirma que o consumo médio padrão de um cidadão americano revela que seriam necessários 0,8 ha de terra para produção agrícola, 0,4 ha de terra florestada para produtos de papel e madeira e 7.500 litros de água diários.

A relação de consumo: sociedade *versus* natureza

Juntamente com o crescimento da população urbana ocorre o aumento substancial da demanda por inúmeros recursos que não são provenientes de outra fonte, senão da natureza. A crescente sociedade urbanizada acelera a demanda por serviços e consumo de diversos bens materiais, principalmente, de alimentos

Esse crescimento econômico acelerado tem demandado um aumento de consumo de: alimentos; bebidas; energia; transportes; produtos eletrônicos; queima de combustíveis fósseis e; de bens naturais, consumidos cada vez mais e em velocidade acelerada, eliminando dióxido de carbono em excesso (CO₂), sem dar o tempo necessário para que a natureza os restabeleça. Resultado disso é o desequilíbrio da biodiversidade e até a escassez dos bens que não são renováveis.

Segundo relatos de Brown (2003), a economia global aumentou substancialmente nos últimos quarenta e cinco anos, elevando o consumo de água, grãos, carne, papel e combustíveis fósseis que, conseqüentemente, aumentaram as emissões de CO₂. Conforme o Relatório Planeta Vivo, em 2010, o CO₂ é o único produto residual considerado atualmente na estimativa da PE de certa região ou país (WWF - *REPORT*, 2010).

A quantidade de gases de efeito estufa liberada pelas atividades humanas, se estas continuarem, provocara um aumento da temperatura média global de mais de 4 °C até o final deste século. Os impactos deste aumento de temperatura serão as maiores ameaças para a natureza e a humanidade no século XXI, (WWF - *REPORT*, 2010).

Estudos estimam que se a calota polar continuar a diminuir, 85% das espécies árticas estará sob ameaça de extinção já no ano de 2050. Há uma forte evidência de que, com as atuais políticas de mitigação das alterações climáticas e as práticas de desenvolvimento sustentável, as emissões globais de gases estufa continuarão a crescer nas próximas décadas (ECOTERRÁQUEOS, 2013).

Observando os dados apresentados, percebe-se que as ações antrópicas, reforçadas pelo consumo exacerbado de bens e serviços distribuídos nos setores econômicos, tecnológicos e demográficos, estão diretamente relacionadas com as mudanças climáticas globais. Caso nenhuma política seja adotada para mitigar o desequilíbrio ambiental, a crescente emissão de gases na atmosfera, provenientes de fontes diversas, chegará a níveis muito altos no futuro e isso dificultará a capacidade natural de proteção do planeta.

O planejamento ambiental e as cidades sustentáveis

É impossível falar em Planejamento Ambiental sem que o Desenvolvimento Sustentável esteja implícito. Franco (2000, p.35) reforça essa consideração explicando que: “o objetivo principal do Planejamento Ambiental é atingir o Desenvolvimento Sustentável da espécie humana e seus artefatos, ou seja, dos agro ecossistemas e dos ecossistemas urbanos (as cidades e redes urbanas), [...]”.

Desse modo, Planejamento Ambiental é garantir as fontes de energia para civilizações futuras, é uma ética ecológica entre indivíduos para que um não interfira na manutenção da vida do outro. Essa prática permite minimizar e gerenciar os efeitos danosos e destrutivos em longo prazo das bases ecológicas e dos ecossistêmicos.

O planejamento urbano das cidades precisa ser pensado de forma interdisciplinar e dinâmica, de modo que acompanhe suas necessidades e mudanças e, é facultado ao poder público a ideia de administrá-las sustentavelmente, atendendo as necessidades da civilização moderna em crise. Esse planejamento deve transpor as barreiras limítrofes urbanas na busca pelo convívio ambientalmente correto e compatível com outros centros urbanos nacionais e internacionais.

No pensamento de Rogers (2001), o apelo por sustentabilidade revive a necessidade de um planejamento urbano bem elaborado e demanda um repensar de seus princípios e objetivos básicos.

PE: uma ferramenta métrica para a qualidade de vida.

O papel dos indicadores ambientais no processo de avaliação do desenvolvimento sustentável é fundamental para mensurar a sustentabilidade comunitária, local, regional, nacional ou global, e tem a sua origem nas mais variadas fontes culturais e históricas. Por esse motivo, entende-se que o estudo da sustentabilidade não pode acontecer por si só, ele precisa ser avaliado holisticamente, observando todas as variáveis envolvidas no processo que antecede o resultado. Uma vez que os vários componentes são analisados, é possível inferir se o fenômeno da

sustentabilidade está ocorrendo ou não, e, conforme o(s) resultado(s), os indicadores auxiliam na comunicação de informações relevantes que servem de base para as tomadas de decisão e planejamento de futuras ações.

Segundo Abreu *et al.* (2009), indicadores falhos ou simples são considerados indicadores limitados, pois não medem ou contabilizam os dados que realmente refletem as necessidades individuais de uma sociedade para que ela seja sustentável. Somente as benesses da produção são contabilizadas, enquanto o consumo e seus malefícios são deixados em segundo plano. Em consequência dessa falha dos indicadores, não são avaliadas as consequências da pressão da atividade humana sobre natureza e, conseqüentemente, a falta de interação entre sociedade e meio ambiente, e o rumo ao desenvolvimento sustentável ficam comprometidos.

PE: indicador de sustentabilidade ambiental.

A necessidade de medir a pressão que o ser humano exerce sobre a Terra, consumindo seu capital natural, contribuiu para o desenvolvimento da ferramenta chamada PE ou *Ecological Footprint* (EF), que é uma forma de traduzir, em hectares globais (gha), a extensão de território que uma pessoa ou toda uma sociedade “utiliza”, em média, para se sustentar (WWF - *REPORT*, 2010).

De acordo com Weinberg e Betti (2011), caso os sete bilhões de habitantes do planeta mantenham um estilo de vida equivalente ao dos canadenses e americanos, os recursos que a Terra dispõe seriam suficientes para atender somente 1,7 bilhão de pessoas. No entanto, a biocapacidade da Terra continua em 1,8 gha *per capita* distribuídos igualmente aos sete bilhões de pessoas no mundo. O Quadro 1 apresenta os valores das pegadas ecológicas de algumas cidades do Brasil e do Mundo.

Para medir as várias formas de consumo são utilizadas cinco categorias de necessidades humanas: alimentação, habitação, transporte, energia, bens de consumo e serviços. Essas categorias se subdividem em subcategorias que melhor definem todos os recursos envolvidos desde a produção, utilização e

Quadro 1. Valores das PE de algumas cidades do Brasil e do mundo, em 2014.

Cidade	PE (gha/hab)
Planeta Terra	1,80
Quito – Equador	2,38
Curitiba - Brasil	3,42
Ontário - Canadá	8,40
Nova York – EUA	6,10
São Francisco - EUA	7,10
Calgary - Canadá	9,86
Londrina – Brasil	3,08
São Paulo - Brasil	4,38

Fonte: Adaptado de Franco (2004).

destino final de cada item de consumo. Wackernagel e Rees (2001) salientam que, embora “serviços” seja considerado não-material, ele é sustentado por energia e fluxos de materiais.

MATERIAL E MÉTODOS

Diante das características da pesquisa, esta pode ser considerada exploratória descritiva, uma vez que o estudo busca analisar as condições econômicas e a preservação ambiental da cidade de Campo Grande através de pesquisas de dados secundários de caráter quantitativo, pois visa obter conhecimentos empíricos atuais e leva à possibilidade de generalização sobre a realidade pesquisada. Caracteriza-se, também, como um levantamento documental e bibliográfico quanto aos meios, pois, documentos foram selecionados para auxiliar a compreensão do problema da pesquisa, bem como subsidiar o estudo realizado.

Método de Cálculo da PE

Segundo Wackernagel e Rees (2001) e Van Bellen (2006), o método para o cálculo da PE parte de alguns postulados de modo a simplificar a obtenção do indicador, a saber:

- i) o consumo de todos os tipos de energia e de materiais, bem como, a descarga de resíduos demanda, em contrapartida, uma capacidade de produção e/ou absorção através de uma área de terra ou mar; ii) no cálculo relativo à PE só se consideram os itens mais importantes de acordo com os seus valores econômicos, tecnológicos e socioculturais para a área estudada; iii) no modelo só são considerados cinco pontos: utilização de recursos renováveis e não renováveis, absorção de rejeitos, degradação do solo e depleção de recursos hídricos, como forma de utilização dos serviços da natureza pela atividade humana; iv) o método de cálculo não contabiliza em duplicidade uma área quando a mesma produz um ou mais destes serviços simultaneamente; v) grande parte das estimativas realizadas no cálculo é fundamentada em médias de consumo nacionais e de produtividade da terra, em nível mundial, com vistas a facilitar comparações entre regiões e países; vi) o método utiliza cinco categorias de grupos relativos ao consumo (alimentação, habitação, transporte, bens de consumo e serviços) de modo a simplificar a coleta de dados e; vii) utilização de uma taxionomia simples de produtividade ecológica, atualmente, envolvendo cinco categorias de território ou área definida (área de biodiversidade, área construída, área de produção de energia, área terrestre bioprodutiva e área marítima bioprodutiva).

Assim a PE representa a demanda por recursos e a biocapacidade do planeta, que é sua capacidade regenerativa, representa a disponibilidade desses recursos e é expressa em unidades chamadas de hectares globais (gha) (WWF - *REPORT*, 2010).

Segundo Van Bellen (2006), o método para a estimativa da PE envolve os seguintes estágios:

- a) Cálculo da média anual de consumo produtos, nacionais ou regionais através da divisão do consumo total pelo tamanho da população – consumo anual *per capita*;
- b) Cálculo, ou estimativa da área apropriada *per capita* para a produção de cada produto consumido, através da divisão do consumo anual *per capita* (Kg/*capita*) pela produtividade média anual (Kg/ha);
- c) Cálculo da área da PE média por pessoa através da soma das áreas apropriadas *per capita* por item de consumo de bens ou serviços calculados no item b e;
- d) Cálculo da área da PE total através da multiplicação da área da PE média por pessoa pelo tamanho da população total.

Vantagens e desvantagens do método de cálculo da PE.

Existem várias vantagens como também desvantagens na utilização do método do cálculo da PE. Uma vantagem refere-se ao fato que é um indicador simples de ser calculado e fácil de ser interpretado, pois, calcula a área de terra ou água necessária para a produção e absorção, principalmente, de CO₂ relativa às quantidades de energia e materiais consumidos e dos dejetos eliminados. Outra vantagem é que o resultado do cálculo é facilmente entendido por pessoas comuns, bem como, estudiosos e autoridades ligadas às políticas públicas relacionadas ao meio ambiente, facilitando debates sobre o tema, comparações entre regiões e tomadas de decisões no sentido da preservação da natureza. Ainda, é um índice que pode ser calculado tanto para uma pessoa, região ou país, pois está referenciado à uma porção específica de área de terra ou de mar produtivas. A PE propicia debates entre pessoas ou autoridades competentes e sinaliza tendências em relação ao tempo (CIDIN e SANTOS, 2004; TAVARES e AGRA FILHO, 2011).

Existem, também, algumas desvantagens nessa metodologia do cálculo da PE, como o fato de só incorporar fatores econômicos, não levando em conta a interferência de fatores sociais. Também, não são incluídos no cálculo da PE todos os itens de consumo do ser humano, como também não são incluídos todos os tipos de dejetos, pois, se assim fosse, o modelo ficaria bem mais complexo, com problemas de processamento, interpretação e utilização (CIDIN e SANTOS, 2004).

Neste trabalho de pesquisa calculou-se a PE da cidade de Campo Grande, capital do Estado de Mato Grosso do Sul, localizada na região central do Estado e Centro Oeste do Brasil, cidade sede da Universidade Anhanguera Uniderp, onde funciona o Mestrado e Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional.

De acordo com o Censo Demográfico do IBGE de 2010, o município de Campo Grande abriga uma população total de 786.797 habitantes (hab) em uma unidade territorial de 8.092,97 Km². Já a população residente urbana corresponde a 98,6% do município, ou seja, 776.242 hab residentes em 283.333 domicílios particulares que compõem a área intraperimetral da sede da capital, correspondente a 35.302,82 hectares (ha), onde se encontram distribuídos um total de 74 bairros (IBGE, 2010).

Na definição dos indicadores para a obtenção da PE de Campo Grande foram definidas variáveis que retratam a realidade socioeconômica da cidade, tais como: áreas verdes; áreas urbanas construídas; áreas de ocupação ilegal; consumo de carne bovina; consumo de outros alimentos; emissões produzidas pela queima de combustíveis fósseis; consumo de eletricidade; consumo de água e; produção de lixo. Como variáveis quantitativas foram consideradas as variáveis ligadas ao consumo (renda, serviço de coleta de lixo, rede de esgotamento sanitário), que têm influência direta no cálculo da PE. Informações sobre essas variáveis foram obtidas nos órgãos públicos tais como o Instituto Municipal de Planejamento Urbano (PLANURB), da Prefeitura Municipal de Campo Grande (PMCG) e IBGE.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com uma população de 776.242 hab e território urbano de 35.302,82 ha que compõe a sede da capital Sul-mato-grossense, obteve-se 0,045479 ha/hab. Esse valor ainda não pode ser considerado como a PE da cidade, pois, tem-se que contabilizar a sua capacidade de consumo e o seu modo de vida. Assim, o cálculo da PE de Campo Grande envolveu as variáveis relacionadas a seguir.

Áreas Verdes

Na Tabela 1 têm-se os índices de áreas verdes da cidade em ha, por região administrativa.

Tabela 1. Áreas verdes por região administrativa de Campo Grande, MS, em 2011.

Região Administrativa	(ha)
Anhanduizinho	3.998,54
Bandeira	4.434,93
Centro	58,41
Imbirussu	4.175,57
Lagoa	4.361,81
Prosa	4.578,34
Segredo	3.885,69
Total	26.727,01

Fonte: PMCG (2011a).

Através da divisão do total de 26.727,01 pela população da cidade de Campo Grande (776.242 hab), calculou-se a pegada relativa às áreas verdes da capital, encontrando-se $PE_{\text{ÁREAS VERDES}} = -0,034431$ ha/hab. Observe que o valor de $PE_{\text{ÁREAS VERDES}}$ é negativo em virtude de ser uma área de absorção de CO_2 , ou seja, quanto maior for a área verde urbana, menor será a PE da cidade.

Área construída

Para o cálculo da PE relativa à área construída da cidade de Campo Grande considerou-se como área urbana 35.302,82 ha e 25.419,79 ha de área urbanizada construída (GUTIERREZ et al., 2011). Do total de área urbanizada 22.242,31 ha pode ser considerada impermeável, respeitados os 12,5% de área permeável (PMCG, 1997). Dividindo essa área impermeável pela população de Campo Grande (776.242 hab), tem-se 0,028654 como a PE devido à área construída da cidade, ou seja, $PE_{\text{ÁREA CONSTRUÍDA}} = 0,028654$ ha/hab.

Consumo de carne bovina

O campo-grandense consome, em média, 13% mais em carnes do que a média brasileira, que por sua vez é um dos maiores consumidores de carne bovina do mundo, com 36,5 kg por pessoa por ano. Assim, o campo-grandense consome em torno de 41,3 kg de carne bovina por ano (IBGE, 2010).

Sabendo-se que um boi pesa em média 250 kg quando é abatido, portanto, necessita-se de 130.000 bois anuais para satisfazer a demanda de carne bovina na cidade. Se cada boi necessita de 4 ha de pastagens ao ano até ser abatido, será necessário um total de 520.000 ha ao ano de pastagens. Lembrando-se que Campo Grande tem 776.242 hab, tem-se a PE desta cidade em relação ao consumo de carne bovina, que é $PE_{\text{CARNE BOVINA}} = 0,669894$ ha / hab.

Consumo de outros alimentos (arroz e feijão)

Para o cálculo da PE relativa ao consumo de feijão e arroz, somou-se a média do consumo por pessoa, por ano, desses dois alimentos na cidade de Campo Grande, obtendo 39,074 kg por hab. Como a população de Campo Grande é de 776.242 hab, resulta um consumo anual total de 30.330.879,100 kg dos dois cereais. Sabe-se que a produtividade média por hectare desses dois cereais é de, aproximadamente, 2.600 kg/ha, demandando um total de 11.665,72 ha para o suprimento das necessidades de arroz e feijão de Campo Grande que, dividido pela população da cidade encontra-se $PE_{\text{OUTROS ALIMENTOS}} = 0,015285$ ha/hab, que é a PE desta cidade em relação ao consumo de arroz e feijão.

Programas de incentivo a produção orgânica de itens alimentares como folhas e hastes, raízes, bulbos e frutas localmente, podem diminuir as emissões de CO_2 relacionadas ao transporte desses alimentos, melhorar sua qualidade e diminuir os preços.

Consumo de combustível fóssil

Para o cálculo da PE devido à queima de combustíveis fósseis tomou-se como base o consumo de gasolina de um veículo de passeio padrão, que em média roda 8.000 km anuais, gastando em média 800 litros de combustível por ano (LISBOA e BARROS, 2010). Como as emissões médias de dióxido de carbono (CO₂) de um carro padrão são de 0,16 kg/km, tem-se um total de 1.280 kg por veículo ao ano. Considerando-se que na cidade de Campo Grande existiam 205.027 veículos de passeio padrão, tem-se um total de 262.434.560 kg de CO₂ emitido. A Tabela 2 apresenta a frota de toda modalidade de veículos da cidade de Campo Grande, bem como a emissão unitária de CO₂, quantidade de quilômetros rodados e a quantidade total de CO₂ emitida.

Tabela 2 – Frota de carros de Campo Grande, MS e quantidade de CO₂ emitida, em 2011.

Veículo por Categoria	Qde.	Emissão de CO ₂ (Kg/Km)	Quilômetro Rodado	Qde. Emitida de CO ₂ (Kg)
Automóvel	205.027	0,160	8.000	262.434.560
Caminhão	15.786	0,700	30.000	331.506.000
Camionetes	44.383	0,280	10.000	124.272.400
Micro-ônibus	760	0,280	30.000	6.384.000
Ônibus	1.684	0,700	30.000	35.364.000
Motocicletas	93.766	0,130	8.000	97.516.640
Total	361.406			857.477.600

Fonte: DETRAN-MS (2011).

Como 1.800 kg de CO₂ são absorvidos por um hectare de área verde ao ano, são necessários 476.376,44 ha para a absorção do CO₂ emitido por veículos na cidade de Campo Grande, MS. Dividindo essa área pela população da cidade (776.242 hab), obtém-se a PE da cidade em relação à frota de veículos, ou seja, PE_{VEÍCULO} = 0,613696 ha/hab.

Consumo de energia elétrica

No cálculo da PE relativa ao consumo de energia, levantou-se junto ao (PMCG, 2011a) o consumo total de energia elétrica da cidade de Campo Grande no ano de 2010, que foi de 1.259.536 MW/h. A partir deste número calculou-se o consumo médio diário (24 horas), obtendo-se 143,78 MW/h.

Para relacionar essa quantidade com a área de terras imobilizadas exigidas para se produzir tal quantidade de energia elétrica, relacionou-se este consumo com a energia produzida pela Usina Hidrelétrica de Jupiá que alimenta a cidade de Campo Grande. A Usina de Jupiá demanda uma área de 4,7 MW/km² na produção de energia elétrica (CASTILHO, 2007).

Dividindo-se o consumo diário de Campo Grande pela taxa de produção de energia elétrica de Jupiá (143,78 MW/4,7 MW), obteve-se 30,5915 km² ou 3.059,15 ha de área de terras para suprir a demanda diária da cidade de Campo Grande. Dividin-

do-se essa última quantidade pela população urbana da cidade (776.242 hab), chega-se ao valor da PE relativa ao consumo de energia elétrica desta cidade, ou seja, $PE_{\text{ENERGIA ELÉTRICA}} = 0,003941 \text{ ha/hab}$.

A Usina de Jupiá foi construída na década de 1960, no Salto de Urubupungá do Rio Paraná. Quando da sua finalização, no ano de 1974, era a maior usina hidrelétrica do Brasil. Em 1978, foi ultrapassada pela Usina de Ilha Solteira e, em 1982, também por Itaipu. Hoje, continua sendo a terceira maior usina hidrelétrica do Brasil, sendo considerada muito eficiente, uma vez que sua área alagada é pequena em relação à energia por ela produzida.

Consumo de água

De acordo com a concessionária dos serviços de água e esgoto da cidade de Campo Grande, o consumo diário de água na cidade é de 202 litros por hab. Assim, a produção diária de água tratada na cidade, que tem 776.242 hab é de 156.800,88 m³ e no mês, de 4.704.026,52 m³.

A cidade é abastecida de água utilizando-se o reservatório do Córrego Guariroba, contribuindo com 50% do consumo da cidade, com Área de Preservação Permanente (APA), de 52,37 km² e o reservatório do córrego Lageado, com APA de 43,84 km², contribuindo, os dois, com 12%, do consumo da cidade e o restante do abastecimento é feito através de poços artesianos, com contribuição de 38% do abastecimento da cidade. A Tabela 3 mostra a situação de abastecimento de água e do esgotamento sanitário da cidade de Campo Grande.

Tabela 3 - Abastecimento de água e esgotamento sanitário da cidade de Campo Grande, MS, em 2011.

População abastecida	99 %
Volume de água consumido diário	156,800mil m ³
Volume de água mensal consumido	4,704 milhões de m ³
Extensão da rede de distribuição de água	3.404,18 km
População atendida com rede de esgoto	61,05%
Extensão da rede de esgoto	1.479,09 km

Fonte: Adaptada da PMCG (2011b).

Levando-se em conta que o correspondente de área de preservação ambiental relativa aos poços artesianos da cidade é de 58,97 km², tem-se um total de 155,18 km² de APA ligada ao abastecimento de água de Campo Grande, e que corresponde a 15.518,00 ha. Dividindo esse valor pela população da cidade, 776.242 hab, chega-se à PE do consumo de água da cidade, $PE_{\text{CONSUMO DE ÁGUA}} = 0,019991 \text{ ha/hab}$.

Produção de lixo

A cidade de Campo Grande, em 2011, produzia 227.011,70 t de lixo domiciliar e

Tabela 4 - Lixo Coletado anualmente em Campo Grande, MS, em 2011.

Discriminação	Total
Lixo doméstico (t/ano)	227.011,70
Lixo doméstico (t/dia)	727,00
Lixo hospitalar (t/ano)	3.340,02
População atendida (%)	98,00
Destino final do lixo	Lixão

Fonte: PMCG (2011b).

3.340,02 t de lixo hospitalar, totalizando 230.351,72 t que corresponde a 230.351.720 kg de lixo anual (Tabela 4).

Sabendo-se que cada 3 kg de lixo produz-se 1 kg de CO₂ (LISBOA e BARROS, 2010), foram produzidos em um ano, devido ao lixo, 76.783.906,67 kg de CO₂ em Campo Grande. Como cada hectare de área verde absorve 1,8 t de CO₂, obtém-se 42.657,73 ha para a absorção do total do lixo da cidade. Dividindo esse valor pela população da cidade de Campo Grande (776.242 hab), chega-se à PE do lixo, ou seja, PE_{PRODUÇÃO DE LIXO} = 0,054954 ha / hab (Tabela 5).

Tabela 5 - Estimativa dos parâmetros que compõem a PE de Campo Grande, MS, em 2011.

Variáveis	PE (ha/hab)
Áreas Verdes Urbanas	- 0,034431
Área Construída	0,028654
Ocupação Ilegal	0,000000
Carne Bovina	0,669894
Outros Alimentos (arroz e feijão)	0,015285
Combustíveis Fósseis	0,613696
Energia Consumida	0,003941
Água Consumida	0,019991
Lixo Produzido	0,054954
Total	1,371984

Resultado da PE de Campo Grande

Observe que o valor 1,371984, obtido na Tabela 5, ainda não é o valor da PE de Campo Grande, pois, tem-se que transformá-lo em hectares globais por hab (gha/hab). Como 1 ha = 2,21 gha, tem-se 1,371984 x 2,21 = 3,03 gha/hab para a PE da cidade de Campo Grande, ou seja, PE_{CAMPO GRANDE} = 3,03 gha/hab. Esta pegada comparada à PE mundial, que é de 1,8 gha/hab, indica que o campo-grandense está utilizando recursos naturais a mais do que o planeta pode suportar. É preciso rever os hábitos de consumo da população campo-grandense.

Uma das principais contribuições do método de cálculo da PE é o seu valor pedagógico de gerar discussões sobre os limites de sustentabilidade ambiental no público em geral devido à facilidade de entendimento de seu resultado. Por outro lado, o método apresenta algumas limitações, por exemplo, de se usar somente a emissão de CO₂ em todos os seus parâmetros, ignorando, por exemplo, a emissão de gás metano também muito prejudicial ao meio ambiente. Também, a PE como está, avança pouco nas análises das dimensões social e econômica do ser humano.

CONCLUSÃO

A PE, analisada pelo ponto de vista educativo, é uma metodologia ambiental que favorece atitudes positivas individuais e coletivas perante os recursos naturais da Terra, pois, estima de forma clara e objetiva onde o planeta está sofrendo pressão, de modo que as pessoas possam interpretar e compreender a fragilidade ambiental, assim como, a sua eficácia contribui para que autoridades competentes possam aplicá-la objetivando mitigar problemas ambientais.

Como produto desta pesquisa, evidenciou-se que os cidadãos campo-grandenses vivem em um modelo urbano insustentável, conforme os resultados da sua PE, Campo Grande possui um déficit ecológico. A $PE_{\text{CAMPO GRANDE}} = 3,03$ gha/ha está 12,22% acima da mundial e 68,33 % acima do que é considerado disponível para cada habitante do planeta. Isto mostra que os hábitos dos campo-grandenses precisam ser reavaliados para que o espaço urbano possa trazer benefícios a todos sem comprometer a saúde do planeta e limitar as atividades antrópicas.

A queima de combustíveis fósseis na cidade está muito elevada. Num planeta onde o número de veículos automotores cresce diariamente, a cidade de Campo Grande merece atenção especial, pois, com uma elevada frota de veículos automotores, faz com que a cidade dependa ainda mais de áreas verdes para absorção do CO₂ emitido.

O cidadão campo-grandense mostrou possuir um estilo de vida que realmente contribui para uma PE elevada, corroborando para a necessidade de três planetas Terra para suprir a sua demanda por recursos naturais. É necessária uma mudança de hábitos, caso isso não seja efetivado, se tornará insustentável tal modelo de vida desta capital.

Como exemplo de modelo urbano na luta contra a insustentabilidade, a cidade de Calgary, no Canadá, onde se constatou uma PE acima de 9,86 gha/hab adotou medidas para dirimir essa problemática ambiental até o ano de 2036, com metas de redução de consumo de recursos naturais, engajamento comunitário, promoção de infraestrutura e economia de baixo carbono.

Campo Grande, capital do Estado de Mato Grosso do Sul, que detém 2/3 da área pantaneira brasileira, precisa repensar sua gestão e baseá-la em medidas que promovam o crescimento interagindo com o meio ambiente para não interferir, a médio e longo prazo, na planície pantaneira, com reflexos danosos para a região.

Contudo, é interessante analisar como a humanidade, vítima de seus próprios erros, vivencia e contabiliza suas atitudes comprometendo a existência de um planeta saudável para as futuras gerações. Sabe-se que é impossível não se falar em degradação ambiental quando o tema é desenvolvimento, pois, conforme uma nação enriquece, o poder de consumo se consolida. Só é possível inverter esse cenário, investindo na educação que busca meios tecnológicos para decrescer o desequilíbrio do meio ambiente e, assim, poupar a natureza dos impactos causados pelo crescimento demográfico mundial que está aliado ao desenvolvimento inconsciente.

Sendo assim, a PE, aplicada de forma individual ou coletiva, nacional ou mundial é uma importante ferramenta na gestão ambiental, pois, orienta as atividades econômicas das regiões a adotarem estratégias sustentáveis para lidar com os recursos naturais, sabendo que o capital natural é limitado e, por isso, deve-se fazer seu melhor uso e aproveitamento. Destarte, a sociedade repensará sobre as questões relacionadas aos hábitos de consumo para garantir o suprimento dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, A. M.; NASCIMENTO, D. T.; MACHADO, L. O. R.; COSTA, H. A. Os limites da Pegada Ecológica. Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente. N.19, p.73-87. Curitiba: Editora UFPR, jan/jun 2009.

BROWN, L. R. Eco-Economia: construindo uma economia para a terra. Salvador: UMA. 2003. 368 p.

TAVARES, A. O. C.; AGRA FILHO, S. S. T. Aplicações da Pegada Ecológica no Brasil: um estudo comparativo. Revista Brasileira de Ciências Ambientais. São Paulo, SP – Nº. 21 – Setembro de 2011.

CASTILHO, A. B. Cidades do Baixo Tietê protestam contra usina. Agência Estado, São Paulo, 30 jun. 2007. Disponível em:

<<http://clientes.agemado.com.br/tribuna/20070630172.html>>. Acesso em: 20 set. 2011.

CINDIN, R. P. J.; SILVA, R. S. Pegada Ecológica: instrumento de avaliação dos impactos antrópicos no meio natural. Estudos Geográficos, Rio Claro, 2(1):43-52, junho –

2004.

DETRAN – MS - Departamento Estadual de Trânsito. Estatística de veículos regulares no sistema RENAAM. Disponível em:

<<http://www.detran.ms.gov.br/institucional/114/estatistica>>. Acesso em: 20 out. 2011.

DIAS, G. F. Pegada Ecológica e Sustentabilidade Humana. São Paulo: Editora Gaia, 2002.

ECOTERRÁQUEOS. A Ameaça da Sexta Extinção. Disponível em

<http://ecoterraqueos.blogspot.com.br/2011/01/2-ameaca-da-sexta-extincao.html>. Acesso em 10 jun. 2013.

FERREIRA, A. B. H. Novo Aurélio Século XXI: o dicionário da língua portuguesa. 3º ed. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1999.

FRANCO, M. A. R. Planejamento Ambiental para a Cidade Sustentável. FAPESP. São Paulo: Editora Annablume, 2000.

FRANCO, M. A. R. Cidade e estado de São Paulo terão Pegada Ecológica, 2004. Disponível em <http://sustentabilidades.com.br/>. Acessado em 12 junho 2012.

GUTIERREZ, L. A. R.; SOUZA, G. F.; PEREIRA, G.; PARANHOS FILHO, A. C.; ARIMA, G. A. Mapeamento temporal dos índices: área de superfície impermeável e escoamento superficial da área urbanizada de Campo Grande – MS. Revista Caminhos da Geografia (on line). Instituto de Geografia-UFU. v.12, n.37. p.269-288. Uberlândia. 2011.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.. Cidades - Censo demográfico de 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/link.php?uf=ms>>. Acesso em: 15 nov. 2011.

LEFF, H. Saber Ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder. Rio de Janeiro: Vozes, 2001.

LISBOA, C. K.; BARROS, M. V. F. A pegada ecológica como instrumento de avaliação ambiental para a cidade de Londrina. 2010. Disponível em http://www.geo.uel.br/didatico/omar/pesquisa_geografia_fisica/PegadaEcologica.pdf. Acesso em 09 mai. 2012.

MARTINS, R. A. História ambiental, pegada humana e as mudanças globais. Revista Sustentabilidade em Debate. Brasília: UnB. v.3, n.1, jan/abr 2012.

ODUM, E. Fundamentos de ecologia. 4ª.ed. Lisboa: Fundação Calouste

Gulbenkian. 1988.

PMCG – Prefeitura Municipal de Campo Grande, MS. PLANURB – Instituto Municipal de Planejamento Urbano. Carta de Drenagem de Campo Grande, MS. 1997. Disponível em: <<http://www.pmcg.ms.gov.br/planurb/downloads?categoria=5>>. Acesso em: 17 set. 2011.

PMCG – Prefeitura Municipal de Campo Grande, MS. PLANURB – Instituto Municipal de Planejamento Urbano. 2011a. Perfil Socioeconômico de Campo Grande. Energia Elétrica. Disponível em: <<http://www.capital.ms.gov.br/egov/imti/perfil-pageflip/index.html>>. Acesso em: 17 set. 2011.

PMCG – Prefeitura Municipal de Campo Grande, MS. PLANURB – Instituto Municipal de Planejamento Urbano. 2011b. Perfil Socioeconômico de Campo Grande. Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário. Disponível em:

<<http://www.capital.ms.gov.br/egov/imti/perfil-pageflip/index.html>>. Acesso em: 17 set. 2011.

ROGERS, R. Cidades para um Pequeno Planeta. Barcelona: GG, 2001.

SANTOS, M. A Urbanização Brasileira. Edusp. São Paulo: 2005.

VAN BELLEN, H. M. Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006.

SILVA, J. M. e SANTOS, J. R. Pegada Ecológica: Instrumento de Avaliação dos Impactos Antrópicos no Meio Natural. Revista Oecologia Brasiliensis. 11 (4): 574-581. 2007.

WACKERNAGEL, M; REES, W. Nuestra huella ecológica: reduciendo el impacto humano sobre la Terra. IEP. Santiago, 2001.

WEINBERG, M.; BETTI, R. 7 bilhões de oportunidades. Revista Veja. ed. especial 2241, nº 44, 2011.

WWF – *REPORT*. Relatório Planeta Vivo 2010: Biodiversidade, biocapacidade e desenvolvimento. WWF: Gland, Suíça, 2010.

WORLD RESURCES INSTITUTE. World Resurces. 1997-1998. Oxford University Press, 1997. 76p.

Indicadores de avaliação para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários

Silvia Regina Stuchi Cruz¹

Sônia Regina Paulino²

¹Bacharel em Gestão Ambiental (EACH-USP), Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Política Científica e Tecnológica Departamento de Política Científica e Tecnológica (DPCT) Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) Campinas, Brasil

E-mail: silviacruz@ige.unicamp.br

²Docente do curso de Gestão Ambiental e do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH) Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, Brasil E-mail: sonia.paulino@usp.br

Recebido em 08.10.2012

Aceito em 26.03.2013

ARTIGO

Resumo

O artigo tem como objetivo propor indicadores de avaliação dos co-benefícios sociais e ambientais que podem ser gerados a partir de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários. São considerados os projetos de redução de gases de efeito estufa (GEE) implantados nos aterros sanitários Bandeirantes e São João, localizados na cidade de São Paulo. Os procedimentos metodológicos consistem na utilização do modelo multiagentes para inovação em serviços, desenvolvido por Windrum e García-Goñi (2008) e na adaptação da metodologia do carbono social (MCS) para avaliar resultados sociais e ambientais de projetos de MDL. Os indicadores propostos, organizados em seis temas (monitoramento da qualidade ambiental, monitoramento da emissão de gases, encerramento do aterro sanitário, acesso aos projetos de MDL, articulação entre as partes interessadas, contribuição dos recursos dos projetos de MDL para a gestão de resíduos sólidos), foram apresentados e discutidos com as partes interessadas, permitindo identificar oportunidades para melhoria na prestação de serviços relacionados aos resíduos sólidos urbanos. Nos casos aqui estudados, conclui-se que a concretização das potencialidades de geração de co-benefícios sociais e ambientais a partir destes projetos, requer o estabelecimento, ainda não verificado, de uma nova estrutura organizacional, em relação à situação e aos agentes atuantes antes da implantação dos projetos de MDL, pautada pela inserção e participação das diferentes partes interessadas identificadas na pesquisa.

PALAVRAS-CHAVE: Mecanismo de Desenvolvimento Limpo; inovação em serviços públicos; gestão de resíduos sólidos urbanos; indicadores de sustentabilidade.

Abstract

This paper aims to propose indicators to evaluate social and environmental co-benefits that can be generated from landfills clean development mechanism (CDM) projects, considering the *Bandeirantes* and *São João* landfills projects, located in the city of São Paulo. The methodological procedures consist in the use of the multi-agent model for service innovation, developed by Windrum and García-Goñi (2008) and in the social carbon methodology adaptation to evaluate social and environmental results of CDM projects. The proposed indicators, are organized into six themes (environmental quality monitoring, monitoring of gases, future use /future occupation of the landfill area, access to CDM projects; articulation; contribution of resources from CDM projects for urban solid waste management), which were presented and discussed with the stakeholders, allowing the identification of opportunities for improvement of the service supply related to urban solid waste. In the landfills cases, it was concluded that the consolidation of social and environmental co-benefits potentialities that can be generated from these projects, requires the establishment, not verified yet, of a new organizational structure, in relation to the situation and agents engaged before the CDM projects implementation. All must be guided by the participation of the stakeholders identified in this research.

KEYWORDS: Clean Development Mechanism; public service innovation; urban solid waste management; sustainability indicators.

INTRODUÇÃO

Na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro em 1992, constituiu-se a Convenção-Quadro das Nações Unidas para Mudança Climática (CQNUMC), visando adotar medidas de mitigação e/ou prevenção em relação aos efeitos adversos das mudanças climáticas, que são discutidas pelos países participantes da Convenção nas Conferências das Partes (COP).

Na primeira COP, em 1995, iniciou-se a negociação para o estabelecimento de um Protocolo que determinaria objetivos, com obrigatoriedade legal, para a redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) para alguns países, o que se concluiu com a criação do Protocolo de Quioto, durante a terceira COP realizada no Japão, em 1997. Este Protocolo estabelece que os países incluídos no Anexo I - países membros da OCDE (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico) em 1992, considerados países com economias em transição ou desenvolvidos, como Alemanha, Bélgica, Croácia, Rússia, França, Espanha, Suécia e Grécia, entre outros - devem reduzir suas emissões de gases de efeito estufa (GEE) em pelo menos 5%, sobre o que emitiam em 1990, no período de 2008 a 2012. A partir das decisões determinadas na COP-18, realizada em Doha, Catar, em dezembro de 2012, confirmou-se a continuidade do Protocolo de Quioto até 2020 (UNFCCC, 2013).

Visando auxiliar os países do Anexo I a cumprirem suas metas de redução de emissão de GEE, o Protocolo estabelece alguns mecanismos de flexibilização, dentre eles, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

O artigo tem como objetivo propor indicadores de avaliação dos co-benefícios sociais e ambientais que podem ser gerados a partir de projetos de MDL em aterros sanitários. São considerados os projetos de MDL implantados nos aterros sanitários Bandeirantes e São João, localizados na cidade de São Paulo. Esses projetos foram selecionados por apresentarem características similares e por estarem inseridos em uma cidade de grande complexidade para a atuação dos gestores públicos. Além disso, 50% dos recursos provenientes dos créditos de carbono destes projetos são destinados para a prefeitura municipal, especificamente para a secretaria municipal de meio ambiente.

Os procedimentos metodológicos consistem na utilização do modelo multiagentes para inovação em serviços, desenvolvido por Windrum e García-Goñi (2008); e na adaptação da metodologia do carbono social (MCS) para avaliar resultados sociais e ambientais de projetos de MDL, a partir da proposição de indicadores de sustentabilidade. A adoção da estrutura analítica do modelo multiagentes permite identificar os diversos agentes ou partes interessadas relacionadas às esferas política, econômica e social, como demonstrado na Figura 1.

O segundo procedimento metodológico é baseado na adaptação da metodologia do carbono social (MCS), construindo indicadores para avaliar resultados sociais e

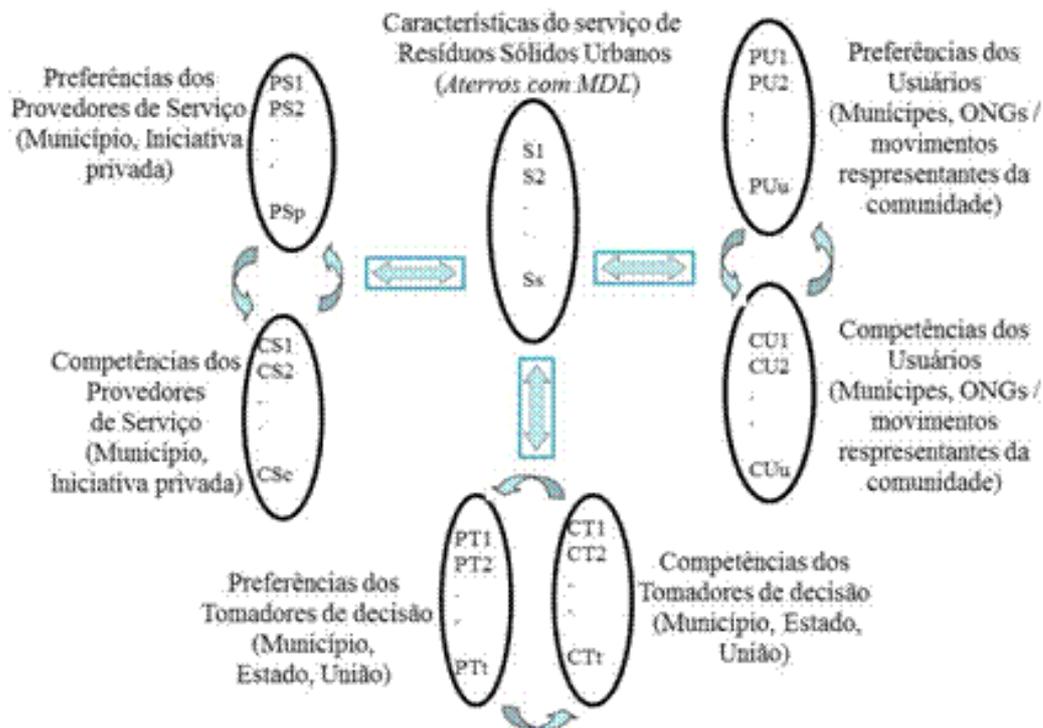


Figura 1 - Modelo multiagentes aplicado ao segmento de resíduos sólidos urbanos
 Fonte: Adaptado de Windrum e García-Goni (2008).

ambientais locais dos projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) nos aterros sanitários. A MCS visa garantir um meio transparente de medir e dimensionar os ganhos sociais e ambientais de projetos do mercado de carbono, por meio do monitoramento de indicadores de sustentabilidade.

A partir da seleção de aspectos relacionados aos co-benefícios sociais e ambientais resultantes de projetos de MDL, por meio do Anexo III¹ e da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) Lei nº 12.305/ 2010, construíram-se os indicadores de sustentabilidade com base na MCS. Concretizada esta etapa, os indicadores foram aplicados nos agentes identificados pelo modelo multiagentes, visando a coleta de dados primários por meio de entrevistas presenciais. Para o levantamento dos dados primários foi considerado o período de 2004 (início do projeto) ao 1º semestre de 2011, para o aterro Bandeirantes, e de 2006 (início do projeto) ao 1º semestre de 2011, para o aterro São João.

Na metodologia MCS, ao longo do tempo foram desenvolvidos indicadores para os seguintes campos de aplicação: Projetos Florestais Comunitários (2003); Aterros Sanitários² (2007); Indústrias do Setor Ceramista (2008); Usinas Hidrelétricas (2008); projetos agrupados de Micro e Pequenas Centrais Hidrelétricas (2010). Além disso, a MCS apresenta indicadores que estão em processo de consulta de aprovação para os campos de aplicação: projetos de Substituição de Combustível (2010); projetos de Metano evitado por meio da compostagem em pequenas e médias granjas suínas (2010). Até o momento, foram certificados projetos que utilizam a MCS no Brasil, Turquia, China e Indonésia, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Aplicação da Metodologia do Carbono Social

Local	Setor	Nº de Projetos	Certificado
Brasil	Indústrias Cerâmicas	41	Sim
	Hidrelétrico	2	Não
	Florestal	1	Não
	Compostagem	1	Não
Turquia	Hidrelétrico	2	Um certificado; O outro em processo de validação
Indonésia	Hidrelétrico	1	Sim
China	Hidrelétrico	1	Sim

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados da plataforma *Markit Environmental Registry* (2011). A plataforma *Markit Environmental Registry*, registra os projetos que utilizam a MCS e os disponibilizam para o público em geral. Maiores informações no website: <http://www.markit.com>

A partir desta contextualização, coloca-se a questão sobre como avaliar a geração de co-benefícios sociais e ambientais locais dos projetos de MDL em aterros sanitários. Logo, a MCS, adaptada para aplicação no escopo setorial aterros sanitários, pode vir a ser uma ferramenta que auxilia nessa direção, podendo ainda contribuir para a identificação de oportunidades para melhoria na prestação de serviços relacionados aos resíduos sólidos urbanos.

REVISÃO DA LITERATURA

Essa seção está organizada de forma a abordar primeiramente o Protocolo de Quioto (PQ) e um de seus mecanismos de flexibilização, o mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL), focando nos projetos realizados em aterros sanitários, com destaque para os projetos dos aterros Bandeirantes e São João. Em seguida, descreve-se o histórico de concepção da metodologia do carbono social (MCS), evidenciando os elementos de construção da metodologia para atingir-se a finalidade de avaliação social e ambiental dos projetos de redução de emissão de GEE.

Projetos de MDL em Aterros Sanitários

O Protocolo de Quioto foi instituído em 1997, a partir da terceira Conferência das Partes (COP) da *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC)⁴ e começou a vigorar a partir de 2005. Este Protocolo estabelece que os países incluídos no Anexo I devem reduzir suas emissões de gases de efeito estufa (GEE), em pelo menos 5% sobre o que emitiam em 1990, no período de 2008 a 2012. E em dezembro de 2012, confirmou-se a continuidade do Protocolo até 2020 (UNFCCC, 2013; POINT CARBON, 2013).

Visando auxiliar os países do Anexo I a cumprirem suas metas de redução de emissão de GEE, o Protocolo estabelece os chamados “mecanismos de flexibilização”. Os mecanismos “Implementação Conjunta” e “Comércio de Emissões” restringem-se aos países Anexo I. Logo, o de maior importância ao contex-

to brasileiro é o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que consiste na implantação de atividades de projeto que reduzam GEE em países emergentes e em desenvolvimento, tendo como resultado as reduções certificadas de emissão (RCE), que poderão ser compradas pelos países do Anexo I, auxiliando no cumprimento de parte de suas metas acordadas na ratificação do Protocolo de Quioto (BRASIL, 1997).

O Protocolo considera os seguintes GEE como sendo os principais responsáveis pelas mudanças climáticas: dióxido de Carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), perfluorcarbonos (PFCs), hidrofluorcarbonos (HFCs) e hexafluoreto de enxofre (SF_6). A partir do potencial de aquecimento global (PAG)⁵ de cada um destes gases, valor que avalia justamente a potencialidade de cada gás ao aquecimento global, é possível mensurar as RCE devido a conversão para a unidade padrão definida em toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO_2e). Assim, a RCE corresponde à redução, ou não emissão, de uma tCO_2e e pode ser comercializada no âmbito do mercado de carbono regulado pelo Protocolo de Quioto (BRASIL, 1997).

Os projetos de MDL devem também cumprir os requisitos relacionados à promoção do desenvolvimento sustentável local, por meio da geração de co-benefícios sociais e ambientais, conforme preconizado no artigo 12 do Protocolo de Quioto e no Anexo III da Resolução nº 1, de 2 de dezembro de 2003, da Comissão Interministerial de Mudanças Globais do Clima (CIMGC). Ressalta-se, no entanto, que estes aspectos não são monitorados igualmente à geração das RCE.

Segundo o Anexo III, os participantes do projeto deverão apontar como as atividades do projeto contribuirão para o desenvolvimento sustentável, conforme os seguintes aspectos determinados por essa norma: contribuição para a sustentabilidade ambiental; desenvolvimento de condições de trabalho e geração líquida de emprego; contribuição para a distribuição de renda; para a capacitação e desenvolvimento tecnológico; e para a integração regional e articulação com outros setores.

No Brasil, os projetos de MDL iniciaram-se em junho de 2004 com a aprovação do projeto Nova Gerar, na Baixada Fluminense, no Rio de Janeiro, e do Projeto Veja em Salvador, Bahia, ambos com o objetivo de gerar energia através do aproveitamento do biogás proveniente dos aterros sanitários. Dos 277 projetos de MDL realizados no Brasil em diversos setores, 39 são projetos em aterros sanitários (UnepRisoec, Maio de 2013), sendo 21 implantados no estado de São Paulo, com destaque para os projetos de MDL dos aterros sanitários Bandeirantes e São João, localizados no município de São Paulo. A partir da Tabela 2, destacam-se as principais características destes dois projetos.

Os projetos de MDL dos aterros sanitários Bandeirantes e São João foram selecionados como estudos empíricos, devido às características similares dos projetos de MDL neles desenvolvidos e por estarem inseridos em uma cidade de grande complexidade para a atuação dos gestores públicos. Além disso, são projetos de MDL

Tabela 2 Características dos Aterros Bandeirantes e São João

<i>Característica</i>	<i>Aterro Bandeirantes</i>	<i>Aterro São João</i>
Área	140 hectares	84 hectares
Localização	Zona oeste da cidade de São Paulo, km 26,5 da Rodovia dos Bandeirantes	Zona leste do município de São Paulo, em Sapopemba, próximo ao município de Mauá
Ano de início de operação do aterro	1979	1992
Toneladas de resíduos/ dia	4.000 a 5.000	6.000
Origem dos resíduos	Transbordo Ponte Pequena e das Subprefeituras de Perus, Pirituba/ Jaraguá e da Freguesia do Ó	Transbordo Vergueiro, transbordo Santo Amaro, das Subprefeituras de Ermelino Matarazzo, Aricanduva/Formosa/Carrão, Guaianazes, Cidade Tiradentes, Itaquera, Itaim Paulista, São Mateus, São Miguel e Vila Prudente/Sapopemba
Início das atividades de captação de biogás para geração de energia	Dezembro de 2003	Junho de 2006
Quantidade estimada de reduções de GEE para o primeiro período de obtenção de créditos (7anos)	7.494.404 tCO ₂ e	5.718.583 tCO ₂ e
Média anual de redução de emissão	1.070.629 tCO ₂ e	816.940 tCO ₂ e
Planta termelétrica: Capacidade instalada	20 MW	24,64MW
Empresa concessionária responsável pela operação do aterro	LOGA S.A.	Ecourbis S.A.
Empresas concessionárias responsáveis pela captação de biogás	Biogás Energia Ambiental S.A.	São João Energia Ambiental S.A

Fonte: UNFCCC (2005a); UNFCCC (2005b).

pioneiros em São Paulo. Esses dois aterros possuem um enorme potencial de geração de biogás, devido à quantidade de resíduos recebidos durante os anos de funcionamento.

O Brasil possui um relevante potencial gerador de créditos de carbono em aterros sanitários, dadas as iniciativas já em andamento, constituindo-se em uma oportunidade promissora para promover a sustentabilidade social e ambiental do desenvolvimento municipal no país, por meio do apoio a uma gestão mais apropriada dos resíduos sólidos urbanos; de modo que estes projetos necessitam estar atrelados a uma gestão de resíduos sólidos que favoreça as práticas como educação ambiental, reuso, reciclagem e redução, beneficiando-se assim também a captura e queima de biogás.

A metodologia do carbono social para avaliação de co-benefícios sociais e ambientais de projetos do mercado de carbono

Nas últimas décadas, a elaboração e aplicação de indicadores instituíram-se como um importante instrumento de análise e interpretação de determinada realidade. Segundo a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), um indicador necessita ser compreendido como um parâmetro, ou um valor resultante de parâmetros que forneçam elementos sobre a condição de um fenômeno (OCDE, 1993).

De acordo com Rodrigues et al. (2006), os indicadores são importantes para a compreensão de sistemas complexos, apresentando quatro funções principais: 1) sintetizar um amplo volume de informações; 2) expor a situação vigente em relação a situações desejadas; 3) evidenciar melhorias em direção a objetivos e metas; e 4) informar a situação vigente às partes interessadas com o objetivo de auxiliar a tomada de decisão visando o cumprimento da norma traçada. Expostos esses elementos, a seguir será apresentada a metodologia do carbono social (MCS), que propõe o uso de indicadores de sustentabilidade para serem aplicados a projetos do mercado de carbono.

A MCS foi idealizada, em 2000, pelo Instituto Ecológica (IE)⁶ a partir de um projeto socioambiental realizado na Ilha do Bananal, no estado do Tocantins, com recursos provenientes de empresas interessadas em promover atividades na área de responsabilidade socioambiental, viabilizado por meio de negociações referentes ao financiamento de projetos de sequestro de carbono. E pode ser aplicada em setores ou áreas diversas: eficiência energética, biomassas renováveis, biocombustíveis, reflorestamento, entre outros (REZENDE e MERLIN, 2003).

A MCS é aplicada a projetos de carbono paralelamente a outro *standard*, visto que seu escopo propõe-se a avaliar somente o desempenho social e ambiental local dos projetos, e não a verificação e quantificação da redução de emissão (GALT, 2010). Portanto, a MCS concentra-se em apurar os co-benefícios sociais e ambientais desses projetos. No âmbito do mercado voluntário de carbono, a MCS é, geralmente, utilizada em conjunto com o padrão (*carbon offset standard*) denominado *Verified Carbon Standard* (VCS⁷), que tem a finalidade de quantificar a redução de emissão dos projetos avaliados.

De acordo com a capacidade que a MCS possui para a avaliação e monitoramento da sustentabilidade local dos “projetos de carbono” em diferentes escopos setoriais, o presente estudo pretende utilizá-la para os projetos de MDL em aterros sanitários, entendendo que estes projetos apresentam potencial para promover melhorias no segmento de resíduos sólidos urbanos; porém é necessário um rastreamento do que é descrito sobre os projetos do mercado de carbono no Anexo III da resolução nº 01 de 11 de setembro de 2003 da CIMGC.

Inversamente às reduções de emissões, que são monitoradas e verificadas periodicamente pelas entidades certificadoras, os co-benefícios sociais e ambientais

dos projetos de MDL necessitam de aspectos regulatórios que definam os procedimentos para monitorar e garantir sua efetividade. Observa-se ainda que, embora as descrições relacionadas ao desenvolvimento sustentável local que o projeto do MDL deve promover estejam apresentadas conforme o Anexo III, estes aspectos ainda não são muito significativos nos projetos brasileiros do mercado de carbono regulado. Para reverter essa situação, uma alternativa seria a existência de uma verificação mais apurada destes aspectos, para que sejam de fato incluídos nas atividades dos projetos. Assim sendo, a MCS mostra-se pertinente também aos projetos de MDL.

A MCS define recursos a partir dos parâmetros de desenvolvimento sustentável considerados por Scoones (1998), originalmente apontado como “meio de vida sustentável”, que consiste no acesso à capacidade, a bens (materiais e sociais) e atividades requeridos para a sobrevivência de um indivíduo. O autor argumenta que a habilidade de possuir diferentes meios de vida depende dos bens materiais e sociais que as pessoas possuem, definindo assim cinco diferentes tipologias de bens, que foram denominados como “recursos”: o capital natural, o econômico ou financeiro, o humano, o social e o físico. A MCS considera os cinco recursos definidos por Scoones, incorporando dois novos: biodiversidade⁸ e carbono, que serão descritos a seguir na Tabela 3.

Tabela 3. Recursos da Metodologia do Carbono Social

Recurso	Descrição
<i>Recurso Tecnológico</i>	Avalia as condições de acesso a bens tecnológicos, incluindo inovação de equipamentos e processos com foco na sua contribuição para o desenvolvimento econômico, social e ambiental
<i>Recurso Biodiversidade¹</i>	Representa o conjunto das espécies, ecossistemas e genes que formam a diversidade biológica. É o equilíbrio do meio físico natural
<i>Recurso Natural</i>	Relação existente entre o empreendimento e o estoque de recursos naturais e serviços ambientais de onde derivam os recursos para gerar um meio de vida
<i>Recurso Financeiro</i>	É o capital básico e outros bens econômicos disponíveis ou potenciais para as pessoas. Também são as estruturas físicas e tecnológicas que possibilitam o giro financeiro.
<i>Recurso Humano</i>	São as habilidades, conhecimentos e a capacidade para o trabalho e para a vida que as pessoas possuem, além de boa saúde. São itens fundamentais para garantir a operacionalização do empreendimento.
<i>Recurso Social</i>	Abrangem ações de responsabilidade social, além de rede de trabalho, reivindicações sociais, relações sociais, relacionamentos com a comunidade, associações e organizações sociais.
<i>Recurso Carbono</i>	Referente ao tipo de projeto de carbono desenvolvido, abrangendo as metodologias utilizadas, o desempenho do projeto e o envolvimento das partes interessadas.

Fonte: Baseado em Rezende e Merlin (2003); SOCIALCARBON (2007).

A partir da definição dos recursos, são estabelecidos indicadores de sustentabilidade que identificam o grau de uso dos recursos. Sempre partindo da situação mais precária (uso insustentável) para a situação mais completa (uso sustentável dos recursos) (REZENDE e MERLIN, 2003), conforme demonstrado pela Figura 2.

	Recurso					
	← Insustentável			Sustentável →		
	Cenário 01	Cenário 02	Cenário 03	Cenário 04	Cenário 05	Cenário 06
Indicador 01
Indicador 02
Indicador 03
...

Figura 2: Representação dos Indicadores e Respetivos Cenários

Fonte: Rezende e Merlin (2003); Santos (2008).

Representam-se os resultados obtidos na forma de um hexágono, baseado nos seis recursos descritos anteriormente, conforme mostrado na Figura 3. Com o hexágono é possível avaliar e monitorar o desempenho do projeto analisado ao longo do tempo.

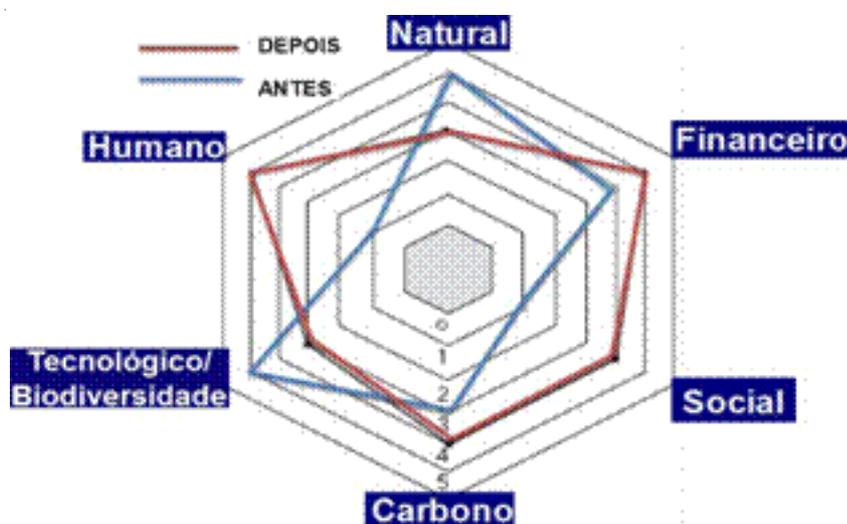


Figura 3 – Hexágono – Representação dos resultados da aplicação da MCS

Fonte: Adaptado de Rezende e Merlin (2003).

Feita a primeira avaliação, após cada período de verificação dos créditos e recebimento da receita dos mesmos, é realizada novamente a aplicação dos indicadores para averiguar o que foi transformado em relação à avaliação anterior. Com esta ferramenta, é possível identificar potencialidades a serem desenvolvidas no projeto e elaborar estratégias para a gestão dos aspectos englobados na avaliação proposta pela MCS (REZENDE e MERLIN, 2003). Por fim, destaca-se que a MCS foi concebida para aplicação em diferentes escopos setoriais nos quais são desenvolvidos projetos de redução de GEE para o mercado de carbono.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção tem como objetivo apresentar os resultados da pesquisa, identificando primeiramente os agentes ou partes interessadas a partir da aplicação do modelo

multiagentes. Logo após, apresentam-se as adaptações necessárias à MCS para o estudo proposto e em seguida, são expostos os indicadores desenvolvidos e os principais resultados oriundos da aplicação destes indicadores nos agentes entrevistados.

Identificação dos agentes

A aplicação do modelo multiagentes de Windrum e García-Goñi (2008), adaptado para o segmento de resíduos sólidos urbanos, possibilitou a sistematização do mapa dos agentes identificados como partes interessadas envolvidas com a gestão de RSU no município de São Paulo e os projetos de MDL dos aterros Bandeirantes e São João, conforme demonstrado na tabela 4:

Tabela 4. Agentes envolvidos com os projetos de MDL Bandeirantes e São João

Setor	Agentes
Público	Órgãos públicos municipais: Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente e Secretaria de Serviços
Privado	Empresas concessionárias responsáveis pela captação de biogás; empresas concessionárias responsáveis pela operação dos aterros
Usuários	Representantes das comunidades do entorno dos aterros Bandeirantes e São João

Os agentes identificados apontados na tabela anterior representam cada uma das esferas propostas pelo modelo multiagentes empregado, ou seja, dos setores público, privado e os usuários. A partir desta identificação, são propostos e aplicados indicadores para avaliação de co-benefícios ambientais e sociais locais.

Concepção e definição dos recursos a partir da adaptação da Metodologia do Carbono Social

Para embasar a construção dos indicadores de sustentabilidade para a avaliação dos projetos do mercado de carbono nos aterros sanitários Bandeirantes e São João, partiu-se de quatro referenciais mais abrangentes: 1) as dimensões da sustentabilidade; 2) os aspectos para o desenvolvimento sustentável local apontados pelo Anexo III da resolução nº1 da CIMGC; 3) os requisitos apontados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)⁹; e 4) os recursos da MCS adaptados ao escopo setorial aterros sanitários. Na Tabela 5 apresentam-se os aspectos abordados para o três primeiros referenciais supracitados.

Com relação às dimensões da sustentabilidade, optou-se por focar a elaboração dos indicadores incidindo especificamente nas dimensões social e ambiental, uma vez que o foco da presente pesquisa são os co-benefícios sociais e ambientais dos projetos do mercado de carbono.

Tabela 5. Referenciais e aspectos para a construção dos indicadores

Referenciais	Aspectos
Dimensões de sustentabilidade	Social; Ambiental; Econômica
Condições do Anexo III da resolução nº1 da CIMGC	Desenvolvimento de condições de trabalho; Geração líquida de empregos; Sustentabilidade ambiental; Desenvolvimento tecnológico; Distribuição de renda; Integração regional; Articulação com outros setores
Requisitos da PNRS	Educação ambiental; Logística reversa; Inclusão de cooperativas; Redução; Reutilização; Reciclagem; Disposição adequada dos rejeitos; Difusão de tecnologias limpas; Recuperação energética; Responsabilidade Compartilhada

Fonte: Elaboração própria com base em CIMGC (2003); PNRS (2010).

Na adaptação da MCS para a análise proposta, os recursos social e natural passam a ser mais amplos em relação à concepção proposta na MCS, passando a representar a agregação de dois ou mais recursos, conforme ilustrado a seguir:

Recurso Social	Recurso Social: Recurso adotado, porém, de modo mais amplo , integrando-o ao recurso humano.
	Recurso Humano: optou-se por integrá-lo ao recurso social, visto que os aspectos analisados estão intrinsecamente atrelados
Recurso Natural	Recurso Natural: Recurso adotado, porém, de modo mais amplo , integrando-o a outros recursos
	Recurso Tecnológico/ Biodiversidade: São analisados com base no monitoramento dos parâmetros técnicos dos aterros e cumprimento de metas e normas ambientais.
	Recurso Carbono: As questões referentes à geração de RCE são tratadas sob a vertente da eficiência de captação de biogás dos projetos analisados, com base na análise dos parâmetros gerenciais dos aterros e comparação entre as RCE dos documentos de concepção dos projetos e relatórios de monitoramento.
Recurso Financeiro: <i>Optou-se por não utilizar o recurso financeiro, visto que o foco de análise incide nas transformações socioambientais que podem ser provocadas pelos projetos de MDL em aterros sanitários no setor de RSU</i>	

Figura 4: Adaptações da MCS para a análise proposta

Considerando as dimensões social e ambiental da sustentabilidade, e uma vez redefinidos os recursos natural e social a partir de uma concepção mais abrangente em relação à MCS, tais dimensões e recursos são relacionados aos aspectos para o desenvolvimento sustentável local apontados pelo Anexo III da resolução nº1 da CIMGC e aos requisitos apontados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, conforme mostrado na Figura 5.

Apresentados os elementos que embasaram a concepção e definição dos recursos, a partir da adaptação da MCS, o próximo tópico tem como objetivo apresentar os indicadores e os principais resultados obtidos a partir da sua aplicação.

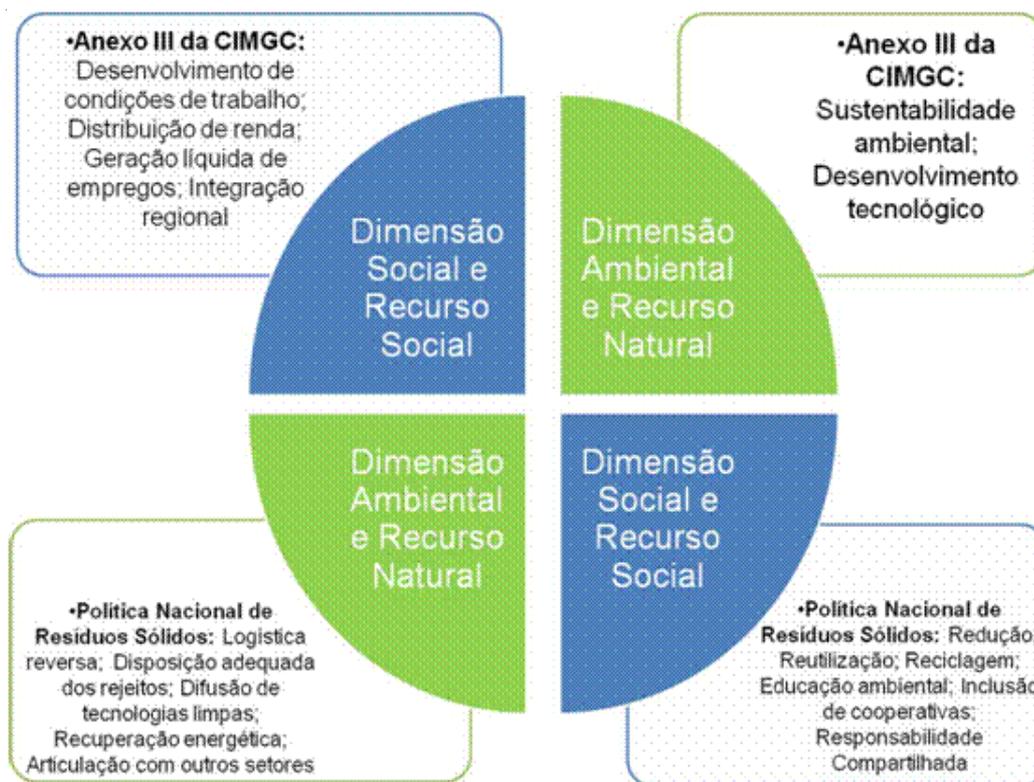


Figura 5: Recursos Natural e Social da MCS decompostos nas dimensões social e ambiental da sustentabilidade

Fonte: Elaboração própria

Definição e aplicação de indicadores para a avaliação dos projetos do mercado de carbono nos aterros sanitários Bandeirantes e São João

Para a etapa de construção dos indicadores optou-se por trabalhar sob a lógica de duas vertentes: *Acesso*, para o recurso social; e *Externalidades*, para o recurso natural. A sustentabilidade sob a ótica social enfatiza a presença do ser humano na ecosfera. A preocupação fundamental incide no bem-estar humano, na condição humana e nos meios empregados para ampliar a qualidade de vida (BELLEN, 2006). Nesta condição, indicadores de *acesso* a recursos que contribuam nesse sentido, podem ser utilizados.

Logo, para a construção dos indicadores do Recurso Social são focalizadas as condições de acesso dos agentes ou partes interessadas às atividades e aos resultados dos projetos de MDL nos aterros estudados. Em suma, para o Recurso Social os dados gerados a partir da aplicação dos indicadores propostos visam, fundamentalmente, evidenciar os tipos de acesso de usuários, comunidades do entorno e catadores de material reciclável a benefícios relacionados ao desenvolvimento dos projetos de MDL. Neste sentido, a proposta de utilização de um modelo multiagentes, visa introduzir a possibilidade de envolvimento da sociedade civil nos processos decisórios e consultivos nas diversas gestões públicas (STEINS; EDWARDS, 1999; WARNER; VERHALLEN, 2004; WARNER, 2005).

Em relação à vertente externalidades, este trabalho fará referência às externalidades negativas decorrentes da implantação, operação e encerramento de aterros sanitários. A opção de focar nestas externalidades negativas incide no fato do recorte da pesquisa incidir sobre as possibilidades de redução de impactos negativos relacionados aos aterros estudados. Assim, sugere-se que projetos MDL em aterros sanitários podem contribuir também para aprimorar o gerenciamento e monitoramento da área. Isso porque, além das fiscalizações exigidas para o funcionamento dos aterros sanitários em geral e realizadas pelos órgãos ambientais públicos, nos aterros com projetos de MDL há auditorias das entidades validadoras dos projetos, as Entidades Operacionais Designadas (EOD). As EOD executam o processo de avaliação independente de uma atividade de projeto referente aos requisitos do MDL. Deste modo, as EOD visitam o empreendimento, checam a documentação pertinente ao projeto, solicitam alterações e complementações, dentre outras providências, de forma a garantir que a atividade de projeto cumpre com a regulamentação do MDL.

Sendo assim, no recurso natural os indicadores, de acordo com o recorte da pesquisa, visam a fornecer dados sobre a contribuição dos projetos de MDL para a redução das externalidades negativas relacionadas aos aterros sanitários ou para a redução de impactos ambientais no ambiente físico ocupado pelos aterros sanitários. Fundamentando-se a partir das perspectivas de *acesso* e *externalidade*, definiram-se os temas a serem tratados para os recursos social e natural.

O Recurso Natural - englobando os temas monitoramento da qualidade ambiental, monitoramento dos gases; uso futuro/ ocupação futura da área do aterro - busca analisar questões relacionadas ao cumprimento do monitoramento dos parâmetros dos aterros, emissões de gases, bem como o cumprimento de metas e normas ambientais. Entendendo que a implantação de um projeto de MDL pode vir a potencializar o cumprimento destes requisitos.

Já o Recurso Social - englobando os temas acesso aos projetos de MDL, articulação, contribuição dos recursos dos projetos de MDL para a GRSU - busca avaliar as questões relacionadas à capacitação, atividades de educação ambiental, bem como analisar a articulação e integração entre as partes interessadas vinculadas aos projetos. Ilustra-se no Quadro 1 os indicadores propostos.

Os indicadores foram aplicados, de modo presencial e com formulário semiestruturado, junto aos agentes representantes do setor público, privado e usuários. Foram realizadas 8 (oito) entrevistas, no segundo semestre de 2011, com a finalidade de identificar oportunidades para melhoria na prestação de serviços relacionados aos resíduos sólidos urbanos, com foco nos serviços de disposição final de resíduos sólidos e na geração de co-benefícios sociais e ambientais a partir do recorte em projetos de MDL em aterros sanitários.

Uma análise qualitativa a partir dos resultados da aplicação dos indicadores aponta que, para o *Recurso Natural*, embora as metodologias da *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC) para contabilizar as reduções

Quadro 1 Indicadores propostos (Recurso Natural e Recurso Social)

Recurso Natural				
Tema	Indicador	Descrição	Questão	Variáveis
<i>Monitoramento da qualidade ambiental</i>	Monitoramento das águas superficiais e subterrâneas	Avalia os resultados do monitoramento das águas superficiais e subterrâneas, uma vez que a prática da disposição de resíduos em aterros, ainda que obedecendo as normas de engenharia, são potencialmente poluidoras dos corpos d'água	Houve não conformidades nas amostragens relativas ao monitoramento das águas superficiais e subterrâneas?	Amostragem/semestre; Número de não conformidades/semestre
	Monitoramento dos líquidos percolados	Avalia os resultados do monitoramento dos líquidos percolados, dado que o processo de decomposição dos resíduos orgânicos origina a formação de substâncias líquidas poluentes	Houve não conformidades nas amostragens relativas ao monitoramento dos líquidos percolados?	Amostragem/semestre; Número de não conformidades/semestre
	Monitoramento geotécnico: Estabilidade dos solos	Avalia os resultados do monitoramento geotécnico relativo à estabilidade dos solos, visando a prevenção de acidentes decorrentes da movimentação dos taludes do aterro	Houve não conformidades nas amostragens relativas ao monitoramento da estabilidade dos solos?	Amostragem/semestre; Número de não conformidades/semestre
	Monitoramento geotécnico: Comportamento do maciço de lixo	Avalia os resultados do monitoramento geotécnico relativo ao comportamento do maciço de lixo, visando prevenir possíveis deslizamentos. Também, indica a evolução do estágio de decomposição dos resíduos depositados	Houve não conformidades nas amostragens relativas ao monitoramento do comportamento do maciço de lixo?	Amostragem/semestre; Número de não conformidades/semestre

<i>Monitoramento dos gases</i>	Emissão de gás fugitivo	Avalia os resultados do monitoramento da emissão de gás fugitivo, compreendendo melhorar a eficiência de captação de biogás, e consequente geração de créditos de carbono estimados na validação do projeto	Qual foi o volume de emissão de gás fugitivo?	Volume de gás fugitivo/trimestre
	Captação de biogás	Avalia a quantidade de biogás captado permitindo ajustes e correções no sistema de drenagem de gás do aterro, para eliminação de odores característicos deste gás	Qual foi o volume total de biogás captado?	Volume total de biogás captado Nm ³ /ano
	Odores	Avalia o monitoramento de odores nos aterros compreendendo possíveis ajustes e correções no sistema de drenagem de gás do aterro visando a coleta e condução eficiente e segura do gás gerado. Além disso, visa minimizar os impactos adversos nas comunidades do entorno	Houve amostragem de gás sulfídrico fora dos padrões?	Amostragens fora dos padrões de gás sulfídrico no biogás /semestre
<i>Uso futuro/ Ocupação futura da área do aterro</i>	Cumprimento do plano de encerramento dos aterros	Avalia o cumprimento do cronograma do plano de encerramento dos aterros visando a recuperação ambiental e o projeto de reaproveitamento da área utilizada após encerramento das atividades de recebimento de resíduos	O cumprimento das metas estabelecidas no plano de encerramento dos aterros é considerado adequado?	Adequado/ Não adequado



Recurso Social

Tema	Indicador	Descrição	Questão	Variáveis
Acesso aos projetos de MDL	Participação das partes interessadas	Avalia se as partes interessadas estão participando das reuniões/ audiências públicas relativas aos projetos de MDL	Qual foi o número de participantes nas reuniões/ audiências públicas? Quantos representavam as comunidades do entorno? Quantos representavam as entidades públicas? Quantos representavam as entidades privadas?	Número de participantes nas reuniões; Número de participantes nas audiências públicas
	Existência de canais para a formalização de reclamação	Avalia primeiramente se há algum canal de formalização de possíveis reclamações e posterior esclarecimento destas	Qual a porcentagem de reclamações esclarecidas?	Número de registros/ ano; % registros esclarecidos
	Aceitação dos projetos por parte da população e de entidades ambientais não governamentais	Avalia se a adoção dos projetos gerou transtornos às partes interessadas	Quantas reclamações formais foram feitas desde que os projetos de MDL se iniciaram?	Número de reclamações formais/ ano
	Divulgação das ações do Anexo III dos projetos para as partes interessadas	Avalia se as ações contidas no Anexo III estão sendo divulgadas às partes interessadas bem como o meio de comunicação utilizado. Sendo o acesso constante as informações relativas aos projetos de MDL, ponto chave para o efetivo controle social dos rebatimentos positivos destas atividades	Qual o número de documentos publicados com o intuito de divulgar as ações contidas nos Anexos III?	Número de documentos publicados (inclusive meio digital) divulgando as ações asseguradas no Anexo III dos projetos

Articulação	Articulação entre secretarias envolvidas (SES e SVMA)	Identifica se ocorre articulação entre as secretarias envolvidas com os projetos de MDL nos aterros sanitários	O projeto de MDL promoveu articulação entre SES e SVMA? Qual o número de reuniões/ iniciativas realizadas em conjunto focando os projetos de MDL?	Número de reuniões; Número de iniciativas e de atividades realizadas em conjunto focando os projetos de MDL
	Articulação entre secretarias envolvidas e concessionárias gestoras dos aterros	Identifica se ocorre articulação entre as secretarias envolvidas e concessionárias gestoras dos aterros	O projeto de MDL promoveu articulação entre secretarias envolvidas e concessionárias gestoras dos aterros? Qual o número de reuniões/ documentos de comunicação e/ou divulgação publicados?	Número de reuniões; Número de documentos de comunicação e/ou divulgação publicados
	Articulação entre secretarias envolvidas e concessionárias responsáveis pela coleta do biogás dos aterros	Identifica se ocorre articulação entre secretarias envolvidas e concessionárias responsáveis pela coleta do biogás dos aterros	O projeto de MDL promoveu articulação entre secretarias envolvidas e concessionárias responsáveis pela coleta do biogás dos aterros? Qual o número de reuniões/ documentos de comunicação e/ou divulgação publicados?	Número de reuniões; Número de documentos de comunicação e/ou divulgação publicados
	Articulação entre secretarias municipais envolvidas e comunidade do entorno	Identifica se ocorre a articulação entre secretarias municipais envolvidas e comunidade do entorno	O projeto de MDL promoveu articulação entre secretarias municipais envolvidas e comunidade do entorno? Qual o número de reuniões/ documentos de comunicação e/ou divulgação publicados?	Número de reuniões; Número de documentos de comunicação e/ou divulgação publicados
	Articulação entre empresa gestora do aterro e empresa responsável pela coleta do biogás em relação ao plano de encerramento dos aterros	Identifica se ocorre articulação entre empresa gestora do aterro e empresa responsável pela coleta do biogás em relação ao plano de encerramento dos aterros	O projeto de MDL promoveu articulação entre empresa gestora do aterro e empresa responsável pela coleta do biogás em relação ao plano de encerramento dos aterros? Qual o número de reuniões/ documentos de comunicação e/ou divulgação publicados?	Número de reuniões; Número de documentos de comunicação e/ou divulgação publicados



	Articulação entre empresa gestora do biogás e comunidade do entorno	Identifica se ocorre articulação entre empresa gestora do biogás e comunidade do entorno	O projeto de MDL promoveu articulação entre empresa gestora do biogás e comunidade do entorno? Qual o número de reuniões/ documentos de comunicação e/ou divulgação publicados?	Número de reuniões; Número de documentos de comunicação e/ou divulgação publicados
<i>Contribuição dos recursos dos projetos de MDL para a GRSU</i>	Cooperativas beneficiadas com os recursos do MDL	Identifica se houve contribuição dos projetos de MDL nos aterros para cooperativas do entorno dos aterros estudados	Cooperativas se beneficiaram com os projetos de MDL nos aterros?	Número de cooperativas beneficiadas/ Número de pessoas beneficiadas
	Contribuição dos projetos de MDL para programas de Educação Ambiental	Identifica se houve contribuição dos projetos de MDL nos aterros para programas de educação ambiental voltados para a temática da GRSU	O projeto de MDL contribuiu para o desenvolvimento/ melhoria de programas de educação ambiental voltados para a GRSU?	Número de programas beneficiados/ Número de pessoas beneficiadas/ Horas de capacitação
	Contribuição para o desenvolvimento de tecnologias	Avalia a contribuição dos projetos de MDL em aterros para o desenvolvimento de novas tecnologias em benefício da GRSU	O projeto de MDL contribuiu para o desenvolvimento de novas tecnologias pertinentes à GRSU?	Número de Tecnologias

aponta que, para o *Recurso Natural*, embora as metodologias da *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC) para contabilizar as reduções de emissão sejam genéricas tendo em vista a necessidade de adaptarem-se os parâmetros analisados para as condições locais (condições climáticas locais, umidade, dentre outros parâmetros exigidos na metodologia), a disponibilidade destes dados por parte das entidades públicas e privadas é deficiente. Também, há carência de dados dos parâmetros relativos à quantidade total de resíduos, composição de resíduos em porcentagens de peso úmido, características de resíduos.

Estes fatores determinam uma modelagem imprecisa, podendo extrapolar a geração de créditos de carbono, uma vez que estes dados são da literatura, o que, não necessariamente, reflete as condições reais locais. Um exemplo são os dados fornecidos pelas diretrizes do IPCC (1996; 2006). A dificuldade é que estas informações baseiam-se em médias de valores para economias de média e baixa renda, podendo ser discrepante e extrapolado, adotam-se valores médios para um país de dimensão continental, como no caso brasileiro.

Verificou-se também a necessidade de desenvolvimento de uma norma nacional, com metodologia adequada para o monitoramento de gás. Uma vez que melhorar o controle de emissão de gás fugitivo seria uma forma de aumentar a eficiência do sistema.

Além disso, evidenciou-se que a implantação de projetos de MDL em aterros beneficia o monitoramento dos parâmetros técnicos, bem como a recuperação das áreas na medida em que o projeto de MDL instalado favorece que os padrões estejam de acordo com as normas estabelecidas, uma vez que além das auditorias previstas em aterros sem projeto do tipo MDL, para os casos aqui analisados ainda temos as visitas das entidades validadoras dos créditos, as entidades operacionais designadas (EOD). A publicidade sobre estes empreendimentos também potencializa o cumprimento das normas dado que a visibilidade do aterro é intensificada.

Para o *Recurso Social*, como resultado da aplicação dos indicadores destaca-se a deficiência na articulação e no acesso às informações e aos resultados dos projetos de MDL pelas diferentes partes interessadas. As ações nesse sentido limitam-se às audiências públicas relativas aos créditos de carbono e, nestas reuniões, a assimetria de informação é um dos principais problemas apontados, prevalecendo os argumentos dos técnicos da prefeitura e das concessionárias.

Logo, averiguou-se também que as demandas apontadas pelas populações do entorno dos aterros, não vêm sendo contempladas na destinação dos recursos realizada até o momento. Para estes atores, a destinação dos recursos do projeto deve financiar pesquisas para novas formas de gestão dos resíduos e também fomentar programas pré-construção do aterro, encarando o problema na fonte, com programas de educação ambiental, sistemas de coleta seletiva, fomento

as cooperativas de catadores locais e ONGs voltadas para a reciclagem, entre outras medidas.

Todavia, não há cooperativas de catadores de materiais recicláveis beneficiadas com os recursos do MDL. Como o acesso aos recursos do Fundo Municipal¹⁰ é realizado por meio de editais de chamamento há certa dificuldade das associações do entorno dos aterros conseguirem elaborar projetos para poderem pleitear estes recursos. Além disso, as cooperativas normalmente não possuem muitos dos documentos exigidos. Logo, questões burocráticas acabam por impedir que cooperativas sejam beneficiadas com os recursos provenientes dos projetos desenvolvidos nos aterros da cidade.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo em vista que os projetos de MDL possuem um duplo objetivo, ou seja, além de promoverem a redução de emissão de GEE, devem também promover o desenvolvimento sustentável no país hospedeiro do projeto, a construção de indicadores de sustentabilidade para a avaliação destes co-benefícios sociais e ambientais torna-se imprescindível. A partir da elaboração e aplicação de indicadores de avaliação dos co-benefícios sociais e ambientais, o presente trabalho buscou identificar oportunidades para melhoria na prestação de serviços relacionados aos resíduos sólidos urbanos que podem ser gerados a partir de projetos de MDL em aterros sanitários.

De modo geral, conclui-se que, nos casos estudados, a concretização das potencialidades de geração de co-benefícios sociais e ambientais a partir do MDL, requer o estabelecimento, ainda não verificado, de uma nova estrutura organizacional, em relação à situação e aos agentes atuantes antes da implantação dos projetos de MDL, pautada pela inserção e participação das diferentes partes interessadas identificadas na pesquisa. É capaz de imprimir mudanças nas preferências e competências dos agentes no sentido de potencializar não somente o desempenho técnico (aperfeiçoamento/adequação e atendimento de parâmetros técnicos de gerenciamento) e comercial (geração e transação de créditos de carbono), mas também o desempenho relacional (acesso e participação das partes interessadas) e social dos projetos de MDL (resultados para usuários/comunidades do entorno).

De modo específico, a disponibilização de dados para caracterização dos resíduos e de dados relacionados a condições climáticas locais, é importante para a obtenção de um cenário mais próximo das condições reais do aterro, norteador de modo mais apropriado a tomada de decisão. A composição dos resíduos é um dos principais fatores que influenciam nos cálculos das emissões de GEE, uma vez que diferentes categorias de resíduos contêm quantidades diferentes de *carbono orgânico degradável*.



Mudanças significativas no gerenciamento dos aterros poderiam ocorrer com base no estabelecimento de norma nacional para monitoramento de gás fugitivo. Como não existe ainda uma norma de monitoramento de gás desenvolvida por órgãos ambientais nacionais/ locais, como CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, as concessionárias utilizam para este fim a norma do órgão americano EPA (*Environmental Protection Agency*), que é extrapolada para as condições locais. O desenvolvimento de competências a partir do estabelecimento de norma adaptada às condições locais auxiliaria a melhorar a eficiência do sistema de captação do biogás.

A efetivação de ações voltadas para educação ambiental e inclusão de catadores, vinculadas aos projetos de MDL nos aterros, também se constituem em oportunidades de melhoria nos serviços atrelados à operação dos aterros sanitários, uma vez que além de aumentarem a vida útil destes empreendimentos, também contribuem para a geração de biogás, visto que menor volume de material inorgânico é aterrado.

O gerenciamento dos recursos provenientes das RCE, o acompanhamento do cumprimento orçamentário e aplicação dos recursos dos créditos de carbono requerem o desenvolvimento de competências para o gerenciamento financeiro destes recursos, bem como a capacitação de pessoal para melhorar a gestão das distintas fontes de receita do Fundo Municipal detentor dos créditos de carbono. O desenvolvimento de um banco de dados pode viabilizar um efetivo acesso a esses dados. A prática da transparência das operações (*accountability*) pode melhorar a compreensão pelas partes interessadas e fortalecer a atuação dos órgãos públicos municipais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BELLEN, H. M. V. *Indicadores de Sustentabilidade: Uma análise comparativa*. Rio de Janeiro: 1ª. ed. Editora FGV, 2006.

BRASIL. COMISSÃO INTERMINISTERIAL DE MUDANÇAS GLOBAIS DO CLIMA – CIMGC, *Resolução n.1* de 11 de setembro de 2003.

_____. COMISSÃO INTERMINISTERIAL DE MUDANÇAS GLOBAIS DO CLIMA - CIMGC. *Status atual das atividades de projeto no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil e no mundo: Última compilação do site da CQNUMC 30 de junho 2011*. Disponível em: www.mct.gov.br Acesso em: Jan. 2012.

_____. *Protocolo de Kyoto à Convenção sobre Mudança do Clima*, 1997. Editado e traduzido pelo Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT com o apoio do Ministério das Relações Exteriores. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima/quioto/protocolo.htm>>. Acesso em: Jan. 2010.

_____. *Lei nº 12.305, Política Nacional de Resíduos Sólidos*, de 2 de agosto de 2010.

GALT, H. *Gender-Sensitive Carbon Offsets: A Scoping Study*, Dissertation Summary, MSc in Carbon Management, Business School, School of GeoSciences & School of Economics, The University of Edinburgh, 2010.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - *Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual*, Vol.3, 1996. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6>>. Acesso em: Set. 2012.

_____. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Volume 5: Waste, Chapter 2: Waste Generation, Composition and Management Data, 2006.

OCDE - ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. *Organization for economic cooperation and development: core set of indicators for environmental performance reviews; a synthesis report by the group on the state of the environment*. Paris: OCDE, 1993.

POINT CARBON, *Carbon 2013*, written and edited by Dimantchev, E. et al Thomson Reuters Point Carbon, 33 p., 2013.

REZENDE, D; MERLIN, S. *Carbono Social: Agregando valores ao desenvolvimento sustentável*. Organização Andre Sarmiento. Peirópolis, Brasília, DF. Instituto Ecologia, 2003.

RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P. C. *An environmental impact assessment system for agricultural R & D*. Environmental Impact Assessment Review, v. 23, n.1, p. 219-244, 2003.

SCOONES, I. *Sustainable rural livelihoods: a framework for analysis*. IDS working paper, Brighton (UK), n. 72, p. 1-22), 1998.

SOCIAL CARBON INDICATORS, *Indicadores para comunidades*, versão 1, 2007. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores para Projetos Florestais Comunitários*, versão 1, 2003. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores para Aterros Sanitários*, versão 1, 2007. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores para Indústria do Setor Ceramista*, versão 8, 2008. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores para Usinas Hidrelétricas*, versão 4, 2008. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores para projetos agrupados de Micros e Pequenas Centrais Hidrelétricas*, versão 1, 2010. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores adaptados para o Projeto da Usina Hidrelétrica Cakit*, versão 1, 2010. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores adaptados para o Projeto da Usina Hidrelétrica Darica- 199 MW, Turquia*, 2010. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores para Projetos de Substituição de Combustível*, versão 1, 2010. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

_____. *Indicadores para projetos de Metano evitado através da compostagem em pequenas e médias granjas suínas*, versão 1, 2010. Disponível em: <<http://www.socialcarbon.org/Guidelines/>>. Acesso em: Mar.2011.

STEINS, N.A.; EDWARDS, V. *Platforms for collective action in multiple-use common-pool resources*. Agriculture and human values, 16: 241-255, ISSN 0889-048X, 1999.

WARNER, J. *Multi-Stakeholder Platforms: integrating society in water resource management?* In: Ambiente e Sociedade, vol. VIII/2. São Paulo: Annablume, pp. 9-28, 2005.

WARNER, J.; VERHALLEN, A. *Multi-stakeholder Platforms for Integrated Catchment Management: Towards a comparative typology*, paper presented in the International MSP Conference, September 2004, Wageningen, The Netherlands, 2004.

UNEP RISOe, Capacity Development for the CDM, CDM projects in the pipeline Analysis and Database, 2013. Disponível em <http://www.cd4cdm.org/> Acesso em: Mai. 2013.

UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change. *Project Design Document: Bandeirantes Landfill Gas Project*, 2005a. Disponível em <http://cdm.unfccc.int/> Acesso em: Jan. 2011.

_____. United Nations Framework Convention on Climate Change, CDM Executive Board. *Project Design Document: São João Landfill Gas Project*, 2005b. Disponível

em <http://cdm.unfccc.int/> Acesso em: Jan. 2011.

_____. United Nations Framework Convention on Climate Change, *Summary of the rules agreed in Doha for the mechanisms during the second commitment period of the Kyoto Protocol*, 2013. Disponível em <http://cdm.unfccc.int/> Acesso em: Mai. 2013.

WINDRUM, P.; GARCÍA-GOÑI, M. *A neo-Schumpeterian model of health services innovation*, Manchester Metropolitan University Business School, Center for International Business & Innovation, Manchester, UK, Research Policy 649–672, 2008.

Notas

¹ Estabelece os procedimentos para aprovação das atividades de projeto no âmbito do MDL do Protocolo de Quioto e dá outras providências. Resolução n.1 de 11 de setembro de 2003.

² Ressalta-se que essa versão de indicadores não será a utilizada pela presente pesquisa devido ao foco desta incidir na questão da identificação de oportunidades para melhoria na prestação de serviços relacionados aos resíduos sólidos urbanos por meio dos projetos de MDL, e não somente nas comunidades afetadas pela implantação e operação de aterros sanitários envolvidos em projetos de redução de emissões de GEE.

³ A plataforma *Markit Environmental Registry*, registra os projetos que utilizam a MCS e os disponibilizam para o público em geral. Maiores informações no website: <http://www.markit.com>

⁴ Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC)

⁵ Do inglês: Global Warming Potential (GWP)

⁶ Fundado em 2000, o IE é uma OSCIP (Organização da Sociedade Civil de Interesse Público) que tem a missão de atuar na diminuição dos efeitos das mudanças climáticas, por meio de atividades de pesquisa científica, conservação e do meio ambiente e apoio ao desenvolvimento sustentável de comunidades.

⁷ Maiores informações sobre o VCS no website: <http://www.v-c-s.org/>

⁸ O Recurso de Biodiversidade é substituído pelo Recurso de Tecnologia para proje-

tos onde o desenvolvimento tecnológico é considerado como fator essencial para a sustentabilidade.

⁹ Em agosto de 2010 foi sancionada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei nº 12.305), após vinte anos de tramitação no Congresso Nacional. A PNRS traz inovações como a logística reversa, colocando que fabricantes, importadores, distribuidores e vendedores façam o recolhimento de embalagens usadas. Também é prevista a introdução da responsabilidade compartilhada na legislação brasileira, envolvendo diversos atores em meio a entidades públicas e privadas.

¹⁰ Fundo Especial do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (FEMA) da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente.

A Formação da Nova Geopolítica das Mudanças Climáticas

Helena Margarido Moreira

Departamento de Geografia Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências
Humanas Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil - Bolsista
FAPESP E-mail: helenamargarido@gmail.com

Recebido em 08.10.2012

Aceito em 26.03.2013

ARTIGO

Resumo

Este artigo descreve a evolução das negociações em torno das mudanças climáticas em busca de um acordo global mais inclusivo e eficaz, e de que forma os principais países se posicionam e se agrupam, demonstrando que a configuração geopolítica dessas negociações vem sofrendo mudanças. As divergências Norte-Sul, determinadas em termos de desenvolvimento, conformaram durante longo tempo o rumo das negociações, inclusive a base para a construção do subsistema da ordem ambiental internacional para mudanças climáticas, através do princípio das “responsabilidades comuns, porém diferenciadas”. No entanto, o estado atual das negociações climáticas mostra que essa divisão deu lugar a um agrupamento de países definido em termos de espacialização das emissões de gases-estufa. Um maior conhecimento científico em torno das causas e consequências das mudanças climáticas, levantado pelas pesquisas e relatórios publicados pelo IPCC, e uma mudança no panorama mundial definido pelos jogos de poder entre as potências são elementos que servem de base para a observação de uma mudança na geopolítica das mudanças climáticas. A geopolítica que se percebe hoje opõe os grandes emissores globais de GEE aos países com emissões significativas e em crescimento, mas que não conseguem, isoladamente ou em pequenos grupos, exercer poder, em nível global, suficiente para alterar os resultados internacionais.

Palavras-chave: Mudanças climáticas; geopolítica; negociações internacionais; debate Norte-Sul; cooperação.

Abstract

This paper presents the evolution on climate change negotiations towards a more inclusive and efficient global agreement, and how the main countries position and group themselves, to show that the geopolitical configuration of climate change has been changed. North-South divergence, settled in terms of development, shaped for a long time the course of negotiations, including the basis for the structure of the international environmental order of climate change through the “common but differentiated responsibilities” principle. However, the present state of climate negotiations shows that such North-South division gave place to an assembly of countries defined in terms of spatialization of greenhouse gases emissions. A greater scientific knowledge on the causes and consequences of climate change, raised by the research and reports published by IPCC, and a shift on the world scenery defined by the power games between great powers are elements that help us to investigate a shift on climate change geopolitics. The geopolitics we observe nowadays opposes the great GHG emitters to countries with expressive and growing emissions, but that are not able, separately or in small groups, of exerting power enough, at a global level, to alter international outcomes.

Keywords: Climate change; geopolitics; international negotiations; North-South debate; cooperation.

INTRODUÇÃO

Quando falamos em mudanças climáticas, uma das primeiras ideias que nos vêm à mente é a de que se trata de um problema ambiental, um fenômeno físico que deve ser observado e quantificado. No entanto, cada vez mais a sociedade vem sendo confrontada com as consequências e causas desse fenômeno físico. Mike Hulme (2009) afirma que as mudanças do clima estão longe de serem simplesmente mudanças físicas, e sim uma ideia que vai além de suas origens nas Ciências Naturais, pois ela encontra na sua dinâmica o mundo da política, da economia, da cultura, do comércio, da religião, da mídia, adquirindo novos significados e servindo a novos propósitos.

Por se tratar de um problema extremamente complexo e interdisciplinar, no qual causas e consequências abrangem uma enorme variedade de áreas do conhecimento e de atuação das sociedades, as mudanças climáticas exigem, para o seu enfrentamento, o envolvimento de distintos atores do sistema internacional para a formação e manutenção de um acordo ambiental que seja efetivo. Este artigo destaca os aspectos políticos e geopolíticos desse processo.

O procedimento metodológico que norteou esta pesquisa delinea o estudo como explicativo quanto aos seus objetivos, pois trata da análise do processo de mudança de uma geopolítica das mudanças climáticas baseada em uma perspectiva Norte-Sul para o que denominamos, e explicamos, de nova geopolítica. A abordagem do problema é qualitativa, utilizando como procedimento técnico a leitura e análise de fontes primárias de documentos oficiais da Convenção do Clima, do IPCC, do Protocolo de Kyoto e das Conferências das Partes; e secundárias, os livros e artigos acadêmicos que serviram de base para a análise dos aspectos políticos e geopolíticos que realizamos neste estudo.

A mudança climática se tornou um assunto de política pública e política internacional, e em meados dos anos 1980, a partir da criação do IPCC (sigla em inglês para Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas)², teve um importante impulso. As negociações sobre mudanças climáticas que resultaram na Convenção Quadro de Mudanças Climáticas (CQNUMC – aberta para assinaturas em 1992) e, depois, no Protocolo de Kyoto (assinado em 1997 e em vigor desde 2005), iniciaram nas reuniões preparatórias da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD). A Convenção-Quadro divide os Estados signatários em dois grupos: Partes Anexo I, que congrega os países desenvolvidos; e Partes Não-Anexo I, que reúne todos os demais países. Essa divisão segue o princípio das “responsabilidades comuns, porém diferenciadas”, que é a base sobre a qual todo o subsistema da ordem ambiental internacional para as mudanças climáticas vem sendo construído. Dessa forma, o Protocolo de Kyoto estabelece como metas a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera a serem cumpridas pelos países desenvolvidos (Anexo I), no prazo de 2008 a 2012.

O Protocolo se configurou, dessa forma, como o acordo-marco para formalizar os objetivos das políticas de mitigação das emissões de GEE em nível internacional.

Nos últimos anos, no entanto, temos acompanhado discussões sobre políticas de adaptação e mitigação que podem resultar, ou não, em um novo desenho que substituiria o Protocolo de Kyoto, na esfera internacional. Além disso, se discute ainda um maior envolvimento dos países em desenvolvimento nos termos de compromissos de redução das emissões de GEE. Esse é, basicamente, o estado atual dos impasses das negociações.

Nesse contexto, este artigo discutirá a formação de uma nova geopolítica das mudanças climáticas, que já não é mais definida somente a partir das tensões advindas das desigualdades Norte-Sul, opondo países desenvolvidos e em desenvolvimento, mas que coloca os países em grupos com interesses semelhantes, em termos de espacialização das emissões de gases de efeito estufa e de vulnerabilidade às mudanças climáticas.

Para isso, o artigo está dividido em três partes. Na primeira parte, tratamos brevemente de como o debate Norte-Sul acabou se tornando o caminho para as discussões ambientais na esfera internacional e, conseqüentemente, como ele desenhou a base para a construção do subsistema da ordem ambiental internacional referente às mudanças climáticas. Na segunda parte, analisamos as mudanças que têm ocorrido ao longo dos anos nas discussões climáticas, ou seja, a evolução das negociações e os fatores que possibilitaram a formação de uma nova geopolítica. E, finalmente, veremos como se dá essa nova configuração geopolítica, em termos da espacialização das emissões e das vulnerabilidades às mudanças globais, e quais são as possibilidades que se abrem para o tratamento dessa questão em nível internacional.

O DEBATE NORTE-SUL NAS NEGOCIAÇÕES AMBIENTAIS INTERNACIONAIS

A formação de uma ordem ambiental internacional vem de longa data, mas foi impulsionada com a participação das Nações Unidas como arcabouço institucional para a negociação e elaboração de um conjunto de convenções internacionais que busca regular as ações humanas sobre o meio ambiente em escala internacional. A ordem ambiental internacional, de acordo com Ribeiro (2005), deve ser entendida como o conjunto desses instrumentos, bem como o funcionamento dos seus mecanismos internos, ou seja, de todos os arranjos construídos pela multiplicidade de atores que a compõem, tais como os Estados Nacionais, as organizações não governamentais, e os diversos grupos transnacionais.

A necessidade de regulamentar a ação do homem sobre o meio ambiente, através da formulação de normas de conduta em nível internacional, vem da constatação de que vivemos uma situação de crise ambiental que só tem se agravado. Ou seja, impactos ambientais gerados pelo modelo de desenvolvimento dos países centrais têm sido percebidos em todas as partes do globo, e em todas as escalas. Nesse sentido, se existe a possibilidade de estabelecermos um sistema de gestão coletiva dos recursos naturais, uma das respostas é a construção da ordem ambiental internacional (RIBEIRO, 2005).

Desde o início da formação da ordem ambiental internacional, com a primeira Conferência internacional sobre temas ambientais, a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano (Estocolmo, 1972), os países acabaram se agregando em dois grandes grupos: países do Norte (formado pelos países desenvolvidos, basicamente os membros da OCDE e os países ex-comunistas com uma economia em transição) e os países do Sul (países em desenvolvimento e menos desenvolvidos). Tais termos passaram a ser reconhecidos e utilizados pelos diversos acordos ambientais que foram sendo elaborados ao longo dos anos. De forma geral, os países do “Norte” podem ser caracterizados como sendo aqueles de maior fonte de degradação dos bens comuns globais e de produção de lixo. Os países do “Sul” são os detentores da maior parte dos recursos naturais ainda disponíveis, além de sofrerem as consequências da degradação ambiental de forma desproporcional aos danos que eles causaram, o que implica em custos igualmente desproporcionais para lidarem com tais problemas (ELLIOT, 2004).

Apesar de não serem grupos homogêneos internamente, os interesses divergentes entre Norte e Sul ficaram muito claros desde a Conferência de Estocolmo, em 1972. Naquela ocasião, os países mais ricos do mundo já começavam a sentir as consequências da exploração predatória a que eles haviam submetido os seus recursos naturais em nome da industrialização e do desenvolvimento, o que impulsionou o surgimento dos movimentos ambientalistas e a preocupação com a preservação ambiental e com o crescimento populacional. Por outro lado, os países em desenvolvimento definiram como precipitada a agenda ambiental imposta pelos países ricos, na medida em que eles ainda buscavam o desenvolvimento e viam seus problemas ambientais como resultado do subdesenvolvimento e da pobreza. Após intensas negociações, os países do Sul conseguiram garantir o reconhecimento do direito ao desenvolvimento, e a ligação conceitual entre meio ambiente e desenvolvimento marcou definitivamente o tratamento multilateral do tema ambiental (LAGO, 2007).

Essa divisão se manteve até a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro em 1992, que ficou conhecida como Rio 92. Sendo uma das mais importantes conferências da ONU já realizadas, a Rio 92 sedimentou o uso do termo ‘desenvolvimento sustentável’³, que considera o desenvolvimento apoiado em três pilares: o ambiental, o econômico e o social. Apesar da disposição de todos os Estados em buscarem o consenso, as divergências nas posições dos países do Norte e do Sul continuaram a dar o tom das negociações. Os países desenvolvidos exigindo maiores compromissos por parte dos países em desenvolvimento, e estes demandando maior facilitação para a transferência de recursos financeiros e de tecnologia do Norte para o Sul (LAGO, 2007).

Como resultados práticos, a Rio 92 determinou uma série de princípios e ações. Para a análise do subsistema da ordem ambiental internacional⁴ referente às mudanças climáticas, dois resultados são fundamentais: o reconhecimento do princípio das “responsabilidades comuns, porém diferenciadas” e a elaboração da Convenção-Quadro das Nações Unidas para a Mudança do Clima.

Tal princípio está presente no artigo 3.1 da Convenção-Quadro, como a seguir:

As Partes devem proteger o sistema climático em benefício das gerações presentes e futuras da humanidade com base na equidade e em conformidade com suas responsabilidades comuns, mas diferenciadas e respectivas capacidades. Em decorrência, as Partes países desenvolvidos devem tomar a iniciativa no combate à mudança do clima e seus efeitos (BRASIL, 2004, p.70).

Segundo Serra, a responsabilidade é comum porque quase toda atividade humana gera, em todos os países, emissões de GEE, mas ela também é diferenciada porque alguns países (historicamente, aqueles que iniciaram sua industrialização antes) são mais responsáveis pelas causas do aquecimento global do que outros (SERRA, 2010).

A Convenção-Quadro (CQNUMC) foi, então, aberta para assinaturas durante a Rio 92, e entrou em vigor em 1994. A Convenção do Clima foi elaborada com o objetivo de se alcançar certo grau de ordem, previsibilidade e cooperação no campo das mudanças climáticas. No texto final da Convenção, fica claro o objetivo de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera terrestre aos mesmos níveis do ano de 1990. Para atingir seu objetivo, a Convenção estabeleceu compromissos distintos para cada grupo de países. Desse modo, os signatários da Convenção-Quadro foram divididos em dois grupos. O primeiro, denominado países Partes do Anexo I, engloba os países que fazem parte da Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico – OCDE – e os países industrializados ex-comunistas em transição para a economia de mercado, que possuem compromissos de redução das emissões de gases de efeito estufa. O segundo grupo denominado países Partes Não Anexo I, agrega os países em desenvolvimento, que não possuem compromissos de redução, mas ficam obrigados a elaborar inventários nacionais de emissões de carbono (VIOLA, 2003).

A Convenção trouxe ainda a proposta de que fossem realizadas Conferências das Partes (COP) frequentes sobre o clima para monitorar os progressos obtidos e revisar as medidas tomadas para reduzir a emissão global de GEE, a fim de que os países possam adotar decisões e estabelecer os meios de implementação das metas definidas através dessas reuniões anuais. As negociações que levaram à adoção do Protocolo de Kyoto tiveram início em 1995 na Primeira Conferência das Partes da Convenção-Quadro. Durante a COP 1 surgiu a necessidade dos países estabelecerem um protocolo multilateral de cumprimento obrigatório para seus signatários para fixar metas e procedimentos de mitigação das emissões de gases de efeito estufa. Dessa forma, as Partes da Convenção adotaram o Mandato de Berlim, documento que estabeleceu o caminho para a elaboração de tal protocolo e que dá início, portanto, ao processo negociador que levou à adoção do Protocolo de Kyoto em 1997, durante a COP 3 (MARCOVITCH, 2006).

Em 1997, na COP 3, em Kyoto (Japão), foi adotado o Protocolo que determinaria as

metas de redução para os países desenvolvidos, bem como o prazo em que tais metas deveriam ser alcançadas. Em seu artigo 3, o Protocolo de Kyoto especifica as metas e o seu período de validade:

As Partes incluídas no Anexo I devem, individual ou conjuntamente, assegurar que suas emissões antrópicas agregadas, expressas em dióxido de carbono equivalente, dos gases de efeito estufa listados no Anexo A não excedam suas quantidades atribuídas, calculadas em conformidade com seus compromissos quantificados de limitação e redução de emissões descritos no Anexo B e de acordo com as disposições deste Artigo, com vistas a reduzir suas emissões totais desses gases em pelo menos cinco por cento abaixo dos níveis de 1990 no período de compromisso de 2008 a 2012 (BRASIL, 2004, p. 19).

Apesar do princípio que serve como pedra fundamental para o tratamento internacional das mudanças climáticas dividir todos os países em apenas dois grupos, em termos de desenvolvimento e riqueza (PIB como medida de desenvolvimento), as coalizões que foram se formando ao longo das negociações mostram que tais grupos não são homogêneos, nem em termos de realidades internas, nem de emissões e nem de interesses nacionais.

Eduardo Viola (2004) destaca que durante o processo negociador do Protocolo foram formadas quatro coalizões principais de negociação. Nestas coalizões agruparam-se regiões com distintos interesses, dentre elas, destacam-se: a União Europeia, favorável à implantação de um Protocolo com metas obrigatórias para os países do Anexo I. A segunda coalizão é o chamado Grupo Guarda-Chuva, formado por três subgrupos: países continentais com alta intensidade de carbono por habitante e que mostram dificuldades em reduzir suas emissões (EUA, Canadá e Austrália); países desenvolvidos com média intensidade de carbono por habitante e que também tem dificuldades para reduzir emissões, seja porque já o fizeram antes de 1990 (Japão, Nova Zelândia e Noruega) ou porque possuem uma opinião pública com baixa responsabilidade global (Suíça, Islândia). Fechando este grupo, países industrializados ex-comunistas que já haviam sofrido uma redução significativa nas emissões de CO₂ pelo colapso de suas economias (Rússia, Ucrânia, Bielorrússia, Bulgária, Romênia). Na terceira coalizão evidencia-se o G77/China, grupo formado pela grande maioria dos países em desenvolvimento, que apoiam o Protocolo, dividindo-se em três subgrupos: o primeiro é composto por países grandes com proporção significativa das emissões globais (Brasil, China, Índia, Indonésia, África do Sul e México) dos quais os EUA demandam metas de redução das emissões futuras; o segundo subgrupo é formado pelos países da Organização de Países Exportadores de Petróleo – OPEP – que são majoritariamente contrários ao Protocolo devido às perdas que teriam com a substituição da matriz energética petrolífera por uma matriz limpa (Arábia Saudita, Kuwait, Iraque, Irã, Emirados Árabes Unidos, Líbia, Argélia, Nigéria, Venezuela, Equador e Indonésia), e o terceiro é composto por países receptivos a um compromisso para o estabelecimento de metas

de redução da taxa de crescimento futuro de emissões de GEE (Coréia do Sul, Cingapura, Argentina, Uruguai, Chile, Costa Rica, entre outros). A última coalizão é composta pela Aliança de Pequenos Estados-Ilha (AOSIS), constituída por pequenas ilhas muito vulneráveis às mudanças climáticas e que apoiam fortemente um aumento nos compromissos de redução de emissões para todos os países (VIOLA, 2004).

Fica claro, portanto, que a geopolítica das mudanças climáticas não pode ser explicada simplesmente pelas divergências e desigualdades entre o Norte e o Sul, como afirma Jon Barnett (2007). Existem vastas diferenças nas posições dos países de um mesmo grupo, como é o caso de Estados Unidos e União Europeia, por exemplo, países desenvolvidos e Partes do Anexo I, mas que assumem posições muito diferentes nas negociações climáticas. Historicamente, essa divisão Norte-Sul nas negociações climáticas foi baseada no fato de que as emissões de GEE do mundo industrializado têm sido muito maiores, mas as projeções para o futuro mostram um cenário diferente, como podemos comprovar pelo trecho abaixo, de Jutta Brunnée (2010 p. 87-88):

As emissões dos países industrializados ainda excedem significativamente às dos países em desenvolvimento, apesar de as emissões de alguns grandes países em desenvolvimento serem projetadas para aumentar drasticamente ao longo das duas próximas décadas. Em 2006, a China ultrapassou os EUA como o maior emissor nacional de GEE. Entretanto, as emissões chinesas *per capita* permanecem bem abaixo daquelas dos EUA e União Europeia.

Segundo Barnett (2007), devemos considerar as mudanças climáticas como um problema essencialmente geopolítico, pois elas surgem das emissões passadas e presentes de GEE na atmosfera, cujo volume não é igualmente distribuído entre os países. Como afirma Brunnée (2010), também os efeitos das mudanças climáticas são desiguais, já que os países industrializados têm uma capacidade econômica e tecnológica muito maior, não só para ações de mitigação dos gases de efeito estufa, como também para se adaptarem às suas consequências.

DE KYOTO À COPENHAGUE: O QUE MUDOU?

Como vimos, a questão climática se situa no tema da regulação internacional do meio ambiente e inerentemente necessita de uma cooperação em nível internacional. Entretanto, as negociações internacionais sobre a mudança do clima, em especial pós a 15ª. Conferência das Partes da Convenção do Clima (COP 15), comumente conhecida como Conferência de Copenhague, em 2009, não têm sido direcionadas rumo à solução eficaz do problema. Até esta Conferência, uma das principais razões apontadas foi: o discurso das desigualdades no diálogo Norte-Sul, legitimado pelo próprio princípio das “responsabilidades comuns, porém dife-

renciadas”, como visto anteriormente, e usado muitas vezes com viés ideológico, ou para países desenvolvidos justificarem uma intervenção externa sob os argumentos da necessidade de proteção ambiental, ou para países em desenvolvimento não assumirem compromissos no combate a um problema que, ainda que historicamente em grau muito menor, eles estão ajudando a propagar.

Outra razão que se pode apontar é a tensão entre as escalas nacional e internacional na geopolítica das mudanças climáticas, visto que o modo pelo qual se pensa o processo de tomada de decisões na política internacional atualmente sobrepõe a escala internacional sobre a nacional, concentrando toda a discussão em jogos de poder entre os Estados, os principais agentes decisórios que buscam defender prioritariamente os seus próprios interesses. De outra forma, o processo interno pelo qual passa a discussão sobre o tema é relevante para a tomada de decisão do país e sua defesa na escala internacional.

Desde a assinatura do Protocolo de Kyoto, que coloca metas específicas aos países, fica claro que o processo negociador não avançou no ritmo necessário e esperado, o que leva a essa sensação de fracasso com relação ao tratamento do problema. É importante, portanto, analisarmos as mudanças ocorridas entre a assinatura do Protocolo e o estado atual das negociações para entendermos que elementos prepararam o terreno para a mudança de posição dos países e para a conformação dessa nova geopolítica das mudanças climáticas.

Nessa mudança, o IPCC assume papel fundamental, pois é através dos seus relatórios que se alcança a legitimidade científica capaz de fazer os países se comprometerem de forma mais assertiva. Em 1996, um ano após os países terem acordado um prazo de dois anos para que um protocolo com metas e prazos fosse assinado, dois acontecimentos impactaram o rumo das negociações. O primeiro foi a publicação do Segundo Relatório do IPCC, que sugeria a adoção de medidas de maior peso político, apesar de ainda admitir certo grau de incerteza quanto às evidências científicas sobre as consequências da ação humana sobre o clima. O outro, ainda mais impactante, foi à dissidência norte-americana das negociações.

O Senado norte-americano declarou-se contrário à ratificação de um protocolo que estabelecesse metas de redução das emissões de GEE, sem que países emergentes aceitassem compromissos de redução da taxa de crescimento futuro das emissões. De acordo com Marcovitch (2006), a posição dos EUA foi baseada no fato do país ostentar o mais elevado percentual das emissões mundiais de CO₂ (36,1% do total de emissões) e, para cumprir o Protocolo teria que reduzir suas emissões em 5,2% até 2012.

Com a saída dos EUA, a União Europeia assumiu as negociações e fechou o protocolo de cumprimento obrigatório, com as metas e prazos já destacados anteriormente. Sempre defendendo o princípio das responsabilidades comuns, porém diferenciadas, os maiores países em desenvolvimento, como China, Índia e Brasil, lutam, desde o início das negociações, para não assumirem metas obrigatórias de redução das emissões de GEE.

Durante as COPs seguintes, os Estados se concentraram na criação e implementação de mecanismos flexibilizadores, pensados como uma forma de diminuir o impacto econômico que as reduções de GEE poderiam causar nos países industrializados. Tais mecanismos possibilitam que esses países reduzam suas emissões a um menor custo, aproveitando-se de condições mais favoráveis fora de seu território, seja em outros países do Anexo I ou não (BRAZ, 2003).

As regras para a implementação do Protocolo de Kyoto foram detalhadas durante a COP 7 (2001) através dos Acordos de Marraqueche, que trataram da determinação, dos princípios, natureza e escopo dos mecanismos estabelecidos no Protocolo, além de exigirem especificamente que os países do Anexo I implementem medidas domésticas significativas de redução de emissões, apesar de não imporem nenhum limite mínimo a essa parcela doméstica das reduções (BRAZ, 2003).

A COP 8, em Nova Delhi, em 2002, foi marcada pela divisão muito clara entre as Partes Anexo I e as Partes não-Anexo I, adiando definições importantes acerca dos procedimentos para a implementação dos mecanismos. A nona COP, ocorrida em Milão, em 2003, avançou na conclusão de diversas questões que não haviam sido definidas até aquele momento, em especial sobre as atividades do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (DONINI, 2007). A partir desse momento, as negociações sobre mudanças climáticas entraram em um impasse, pois outros atores importantes como os países exportadores de petróleo, com receio de uma mudança nas matrizes energéticas; países emergentes como China, Brasil e Índia, que têm altas emissões de GEE se comparados com as outras Partes não-Anexo I; e algumas Partes Anexo I e alto emissores de GEE como os Estados Unidos criaram, durante o período em estudo, objeções às negociações para o período pós-Kyoto (MOREIRA, 2009).

A partir da COP 10, em Buenos Aires (2004), os debates se concentraram no período pós-2012, quando termina o prazo para o cumprimento das metas acordadas em Kyoto. Estes países passaram a esboçar uma posição que implica na exigência de que as Partes não-Anexo I também assumam, depois de 2012, compromissos de redução de suas emissões de GEE. Já a posição destas Partes, agrupadas no G-77 e lideradas por Brasil, Índia e China, continua a ser de que a responsabilidade maior pelo aquecimento global é das Partes do Anexo I e que, portanto, cabem a eles os maiores esforços no combate ao problema (MOREIRA, 2009). Dessa forma, a negociação climática nesse período ainda estava definida em termos de uma divisão entre países desenvolvidos (Norte) e países em desenvolvimento (Sul).

No ano de 2005, em Montreal, tiveram início oficialmente as discussões internacionais do período pós-Kyoto, dado que o Protocolo de Kyoto possui mandato até 2012, com a realização conjunta da 11ª Conferência das Partes da Convenção do Clima e do 1º Encontro das Partes do Protocolo de Kyoto (COP 11/MOP 1). Em 2007, durante a COP 13, em Bali, os Estados-Nação presentes na Conferência aprovaram um “mapa do caminho” para dois anos de negociações para a redefinição da regulação internacional sobre o clima – o “Roteiro de Bali” – que teria que ser definida na COP 15, em Copenhague, em 2009.

Em meio à divulgação do Quarto Relatório do IPCC, a Conferência de Bali, ocorrida em 2007, lançou a ideia de uma “visão compartilhada para uma ação cooperativa de longo prazo” (CONFERENCE, 2007). O Quarto Relatório de Avaliação do IPCC trouxe um novo sentido de urgência para as discussões e forneceu evidências inequívocas das consequências da ação humana sobre o clima (BRUNNÉE, 2010).

É importante salientar, como bem o faz Ricupero (2008), que desde a Conferência de Montreal (COP 11, 2005) existem dois processos de negociação paralelos: o Diálogo (que corre sob a Convenção e é mais um fórum para a discussão de ideias) e o Grupo de Trabalho *Ad Hoc* sobre Compromissos Adicionais para as Partes Anexo I (que corre sob o Protocolo de Kyoto para discutir as ações de mitigação dos países desenvolvidos). Dessa forma, o principal resultado da Conferência de Bali foi lançar um processo negociador em duas frentes, para tentar traçar um regime internacional sobre mudanças climáticas que fosse abrangente até 2009.

O Plano de Ação de Bali coloca como referência para as ações de mitigação o que está proposto no mais recente relatório do IPCC, uma redução das emissões de GEE dos países desenvolvidos de 10 a 40% até 2020. Tais prazos visam a estabilizar as concentrações de GEE em torno de 450 ppm⁵, o que limitaria o aumento da temperatura da atmosfera em no máximo 2°C (RICUPERO, 2008).

Nessa tentativa, iniciada em Montreal, de configurar um acordo internacional que seja mais abrangente e inclusivo e nas justificativas para isso, é que identificamos alguns elementos que servem de base para a formação dessa nova geopolítica das mudanças climáticas. Um deles já foi objeto de destaque: o conhecimento científico que legitima as negociações e traz o sentido de urgência que a comunidade internacional necessita para tomar qualquer tipo de ação, por meio dos relatórios do IPCC. O outro elemento é a mudança do panorama global, e até dos jogos de poder entre as potências, já que as realidades de alguns países em desenvolvimento sofreram grandes mudanças que não foram absorvidas pelas decisões incorporadas à Convenção do Clima ou ao Protocolo de Kyoto.

Nesse sentido, grandes países emergentes, como China, Índia e Brasil tornam-se peças-chave para que aumente a probabilidade de um acordo inclusivo acontecer de fato, além, é claro dos Estados Unidos, maior emissor mundial *per capita* de GEE e que condiciona aceitação de metas obrigatórias à adoção de maiores compromissos por parte desses países emergentes, como podemos ver na citação abaixo de Ricupero (2008, p. 409):

Sem os Estados Unidos e a China, qualquer regime internacional seria cópia do que se vem atualmente revelando fraco e ineficaz. (...). A junção se justifica, entretanto, pela fulminante celeridade com que o predatório modelo chinês de desenvolvimento vem tornando a potência asiática a fonte principal de emissões no presente e, crescentemente, no futuro.

O que sugere uma mudança na geopolítica das mudanças climáticas é a espacialização das emissões, que tem demonstrado cada vez mais uma maior contribuição dos países em desenvolvimento para o agravamento do problema. O que não significa que tais países tenham que adotar medidas iguais às dos países desenvolvidos, já que estes ainda são responsáveis por 70% dos GEE lançados à atmosfera. Ainda assim, mais de 73% do aumento da taxa de emissão de GEE provém dos países que não fazem parte do Anexo I da Convenção do Clima (RICUPERO, 2008).

A partir de dados da *Netherlands Environmental Assessment Agency*, Viola (2010) mostra que os principais emissores do mundo em 2008 foram: a China, que responde por 23% do total mundial; os EUA, com 20% do total de emissões; seguidos da União Europeia (16%), Índia (6%), Rússia (6%), Brasil (5%), Indonésia (4%), Japão (3%), México (2,5%), Canadá (2%), África do Sul (1,5%), Coreia do Sul (1,5%) e Arábia Saudita (1,5%)⁶. Esses treze países (considerando a União Europeia, com 27 países, como uma unidade) respondem por mais de 80% das emissões globais de GEE.

Figueres e Ivanova (2005) também trazem números sobre as desigualdades geográficas nas emissões: os países desenvolvidos ainda são claramente os maiores responsáveis pelas emissões mundiais de gases de efeito estufa, sendo que somente os Estados Unidos são responsáveis por 21% do total dessas emissões, embora abriguem apenas 4% da população do planeta. Em contrapartida, 136 países em desenvolvimento respondem, coletivamente, por 24% das emissões globais. No entanto, essa situação tende a mudar até o ano de 2020, quando existem previsões de que o crescimento populacional e o maior consumo de energia nos países em desenvolvimento façam com que estes se tornem responsáveis por metade das emissões mundiais de GEE.

Dessa forma, os países envolvidos nas negociações para uma regulação internacional sobre as mudanças climáticas que seja mais inclusiva são determinados pelo volume de emissões de gases de efeito estufa com que contribuem para o aquecimento global, e eles são: Estados Unidos, China, Indonésia, Brasil, Rússia, Índia, Japão, Alemanha, Malásia e Canadá. Estes países representam 60% das emissões mundiais (incluindo aquelas advindas do desmatamento de florestas), e os 40% restantes estão distribuídos entre 183 países (GOLDEMBERG, 2010).

A NOVA GEOPOLÍTICA DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Era este o cenário de emissões presentes e futuras quando aconteceu a Conferência de Copenhague (COP 15, 2009). Abranches (2010), em seu livro “Copenhague: antes e depois”, avalia as discussões iniciadas durante a COP 15 e identifica uma reforma na geopolítica do clima, com rompimentos e formação de coalizões diplomáticas. Segundo sua análise, vários países mudaram de posição nas negociações, passando de uma postura defensiva para uma mais cooperativa, incluindo Estados Unidos, Brasil, China e Índia, o que não significa que essa postura tenha se solidificado na forma de um novo tratado.

Segundo Goldemberg (2010), as negociações em Copenhague seguiram um padrão diferente das que ocorreram em Kyoto, quando da elaboração do Protocolo. Para a COP 15, os países prepararam antes planos nacionais muito mais detalhados, resultados de uma discussão que ocorreu antes internamente, ao contrário de Kyoto. Abranches (2010) lembra que Estados Unidos e China, por exemplo, já vinham discutindo as questões climáticas internamente: o presidente chinês Hu Jintao revelou, durante a COP 15, o plano do país para conter as emissões de GEE, que incluía metas nacionais, colocando a mudança climática no topo da agenda do governo chinês; já o presidente norte-americano Barack Obama procurava não assumir nenhum compromisso que não tivesse a possibilidade de ser aprovado pelo Congresso.

A identificação de uma nova geopolítica das mudanças climáticas é corroborada por diversos outros autores, entre eles Viola (2010), que reconfigura a divisão dos países em grandes e médias potências climáticas. Segundo o autor, os treze países responsáveis por 80% das emissões de GEE, dados apresentados anteriormente, constituem os dois grupos cruciais das grandes potências climáticas e das potências climáticas médias.

As grandes potências climáticas são: Estados Unidos, China e União Europeia, e respondem por quase 60% das emissões globais de GEE. Sobre este grupo Viola (2010, p. 82) afirma:

Nenhum novo acordo é possível sem o pleno engajamento delas que têm poder de veto sobre a totalidade ou qualquer parte de um novo acordo. O tabuleiro dessa tríade opera hoje em defasagem entre o nível econômico, político e militar de um lado e o climático do outro. Com efeito, no nível econômico, político, militar e cultural existe uma aliança entre Estados Unidos e União Europeia. No nível climático essa aliança não se repete – a União Europeia está isolada na defesa de uma arquitetura global efetiva para a transição rápida para uma economia de baixo carbono.

Já as potências climáticas médias reúnem dez países: Índia, Rússia, Brasil, Indonésia, Japão, México, Canadá, África do Sul, Coreia do Sul e Arábia Saudita. Nenhuma delas, isoladamente, tem poder de veto sobre um novo acordo, mas conjuntamente é um grupo fundamental para que um acordo mais inclusivo e eficaz seja possível (VIOLA, 2010). Capobianco (2010) corrobora a divisão observada por Viola (2010) e afirma que, apesar do fracasso em termos de resultados concretos, a Conferência de Copenhague explicitou a geopolítica das mudanças climáticas e a polarização entre as potências climáticas, reconfiguração esta que, como já afirmado, segue uma espacialização das emissões de GEE. Outro acontecimento interessante é que o G-20, a partir de 2009, passa a liderar os processos de negociação com o objetivo de torná-los mais ágeis e eficientes.

Bailey (2010) afirma que a COP 15 tinha como objetivo original completar um novo acordo climático global para substituir o Protocolo de Kyoto, mas acabou tendo

como resultado uma declaração de não cumprimento obrigatório (Acordo de Copenhague) que apenas reconhece a necessidade de fortes medidas para limitar o aumento da temperatura em 2°C. Para este autor, é interessante notar também como a Conferência de Copenhague reescreveu as configurações espaciais de poder na política internacional climática.

Ficou claro, portanto, que durante as negociações da COP 15 ocorreu uma mudança de uma conversa multilateral, liderada pelas Nações Unidas, para “barganhas clandestinas entre EUA, China, Índia, Brasil e África do Sul, chamadas de ‘*conversas minilaterais*’” (BAILEY, 2010, p. 128). Para Bailey (2010), esses chamados acordos minilaterais têm construído algumas divisões geopolíticas nas mudanças climáticas, criando, assim, novas tensões e desigualdades na governança climática internacional, na medida em que os países menos desenvolvidos, que não contribuíram para o agravamento do problema e que sofrem as consequências mais sérias do aquecimento global, perdem a voz.

As mudanças de posição dos países se tornaram evidentes durante a Conferência de Copenhague, com vários países trazendo propostas e números para a mesa de negociação. Em 2010, de acordo com Viola (2010) a arena climática acabou sendo dividida entre o campo reformista, com metas mais ousadas, e o campo conservador, que acaba obstruindo as negociações.

O campo reformista está formado por União Europeia, Japão, Coreia do Sul e México; e o campo conservador está composto por Estados Unidos, Canadá, China, Índia, Rússia, Indonésia e Arábia Saudita. Na turma do meio encontram-se Brasil e África do Sul, “que estão hoje no campo reformista do ponto de vista de suas metas de redução das emissões, mas estão no campo conservador como posição de negociação internacional” (VIOLA, 2010, p. 82).

Essa nova divisão entre os países propicia uma abordagem voltada para acordos ou parcerias entre nações, grupos de países ou regiões, o que, para Giddens (2010) faz mais sentido, pois pode forçar a adoção de medidas mais universais. Mas mesmo essa abordagem não isenta os países mais desenvolvidos de assumirem posição de vanguarda no combate às mudanças climáticas, pois são eles que têm a maior capacidade de criar soluções, como afirma o autor:

A grande maioria das emissões de gases-estufa é produzida apenas por um pequeno número de países; no que concerne à mitigação, o que é feito pela maioria dos Estados perde importância ao ser comparado com as atividades dos grandes poluidores. Apenas um número restrito de nações tem a capacidade de um pioneirismo de peso nas inovações tecnológicas concernentes à mudança climática; as normas que regerem a transferência de conhecimentos e de investimentos desses países para outros serão mais importantes do que os acordos universais (GIDDENS, 2010, p. 268).

O que vem sendo discutido atualmente na arena climática são formas para fazer com que estes principais países, ou “potências climáticas” acordem um documento internacional que possibilite a consolidação de um regime eficaz de mudanças climáticas. Keohane e Raustiala (2009) propõem um desenho que reúna as principais exigências para um acordo mais eficaz, ou seja, maior participação, regras estritas e um sistema de *compliance* que seja robusto.

Para isso, os autores afirmam que um sistema de *cap-and-trade*⁷ é o que pode tornar possível uma participação suficiente para a mitigação das emissões, pelo menos dos maiores emissores. Além disso, um sistema de *compliance* que coloque a responsabilidade sobre o comprador das permissões de emissão, através de mercados regulados (KEOHANE; RAUSTIALA, 2009). Este é apenas um exemplo do que pode servir como modelo para que os países consigam conformar um acordo que seja inclusivo e eficiente.

Para Giddens (2010), todas essas tentativas dos países de criarem acordos internacionais que restrinjam as emissões de GEE têm sido profundamente influenciadas por considerações geopolíticas, mas que raramente são explicitadas. O foco das análises, para este autor, deve recair sobre as influências geopolíticas sobre as decisões dos governantes.

É cada vez mais pertinente e comum a ideia de que as mudanças climáticas já são o problema que mais clama pela cooperação multilateral, com a participação de todos os países do mundo e de todos os atores internacionais, tanto no âmbito interno quanto no externo. Giddens (2010) afirma que o caminho passa pelo compartilhamento das descobertas científicas, pela transferência de tecnologia, pelo auxílio direto que parte de alguns países para outros e de várias outras atividades que pressuponham colaboração. Como afirma o mesmo autor, “apesar das divisões e das lutas de poder existentes, enfrentar as mudanças climáticas talvez seja o trampolim para a criação de um mundo mais cooperativo” (GIDDENS, 2010, p. 278).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este artigo mostra a evolução das negociações em torno das mudanças climáticas em busca de um acordo global mais inclusivo e eficaz, e de que forma os principais países se posicionam e se agrupam, demonstrando que a configuração geopolítica dessas negociações vem sofrendo mudanças. As divergências Norte-Sul conformaram durante longo tempo o rumo das negociações, inclusive a base para a construção do subsistema da ordem ambiental internacional para mudanças climáticas, através do princípio das “responsabilidades comuns, porém diferenciadas”, que opôs e colocou em grupos diferentes (em termos de responsabilidades e ações) países desenvolvidos e países em desenvolvimento.

Um maior conhecimento científico em torno das razões que levam ao aquecimento global, o peso da ação humana e as consequências de tal aquecimento para os

padrões climáticos mundiais, levantado pelas pesquisas e relatórios publicados pelo IPCC, e uma mudança no panorama mundial definido pelos jogos de poder entre as potências são elementos que serviram de base para a observação de uma mudança na geopolítica das mudanças climáticas.

A divisão e o agrupamento de países para fins de negociação, nos termos definidos pela própria Convenção do Clima (Anexo I e não Anexo I), baseados no grau de desenvolvimento dos países concedeu lugar à formação de grupos com base na espacialização de suas emissões de GEE e de suas vulnerabilidades às mudanças climáticas. Como bem afirma Viola (2010, p. 82): “Hoje, a clivagem principal na arena climática não é entre países desenvolvidos e países em desenvolvimento, como é percebido simplificarmente em grande parte da mídia”.

A geopolítica que se percebe hoje opõe os grandes emissores globais de GEE, ou grandes potências climáticas, para usar os termos definidos por Viola (2010), às potências climáticas médias, ou países com emissões significativas e em crescimento, mas que não conseguem, isoladamente ou em pequenos grupos, exercer poder, em nível global, suficiente para alterar os resultados internacionais. Tal conformação reflete o estado atual das negociações internacionais em torno da mudança global do clima, de que, sem a participação de todas essas potências, as possibilidades de acordo em torno de um instrumento que seja inclusivo e eficaz ficam seriamente comprometidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRANCHES, S. **Copenhague Antes e Depois**. São Paulo: Civilização Brasileira, 2010.

BAILEY, I. Copenhagen and the new political geographies of climate change. **Political Geography**, n.29, p. 127-129, 2010.

BARNETT, J. The Geopolitics of climate change. **Geography Compass**. p. 1361-1375, 2007.

BRASIL. Senado Federal. Subsecretaria de Edições Técnicas. **Protocolo de Quioto legislação correlata**. Brasília, 2004. v.3 (Coleção Ambiental). 88 p.

BRAZ, M.S.A. Os Mecanismos de Cooperação Internacional para Redução de Emissões sob o Protocolo de Quioto. **Boletim Científico Escola Superior do Ministério Público da União**, Brasília, n.9, p.139-159, out./dez. 2003.

BRUNNÉE, J. From Bali to Copenhagen: towards a shared vision for a post-2012 climate regime? **Maryland Journal of International Law**, v.25: 86, p. 86-108, 2010.

CAPOBIANCO, J.P.R. Do Rio a Copenhague, sem escala em Kyoto. **Política Externa – o clima pós-Copenhague**. Vol.18, n.4, mar/abr/mai 2010. P. 37-42.

COMISSÃO Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Nosso futuro co-**

mum. Rio de Janeiro: Ed. Fundação Getúlio Vargas, 1987.

CONFERENCE of the Parties to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Thirteenth Sess., Bali, Indon., Dec. 3–15, 2007, *Decision 1/CP.13, Bali Action Plan*, U.N. Doc. FCCC/CP/2007/6/Add.1 (Mar. 14, 2008) [hereinafter Bali Action Plan], available at <http://unfccc.int/resource/docs/2007/cop13/eng/06a01.pdf#page=3>.

DONINI, G. S. **A aplicação do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo no Brasil: o caso da Novagerar.** 2007. Dissertação (Mestrado em Geografia (Geografia Humana)) - Universidade de São Paulo. São Paulo, 2007.

ELLIOT, Lorraine. **The Global Politics of the environment.** 2nded. New York: New York University Press, 2004.

FIGUERES, C.; IVANOVA, M. H. Mudança Climática: interesses nacionais ou um regime global? In: ESTY, D. C.; IVANOVA, M. H. (orgs.). **Governança ambiental global: opções e oportunidades.** São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2005. p. 233-255.

GIDDENS, A. **A política da mudança climática.** Rio de Janeiro: Zahar, 2010.

GOLDEMBERG, J. Copenhague: um “post mortem”. **Política Externa** – o clima pós-Copenhague. Vol.18, n.4, mar/abr/mai 2010. P. 15-24.

HULME, M. **Why we disagree about climate change: understanding controversy, inaction and opportunity.** United Kingdom: Cambridge University Press, 2009. 392 p.

IPCC. **Fourth Assessment Report** – Climate Change 2007: the Synthesis Report. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch>>. Acesso em: 12/06/2008.

KEOHANE, Robert O.; RAUSTIALA, Kal. Toward a Post-Kyoto Climate Change Architecture: a Political Analysis. Discussion Paper 2008-01, Cambridge, Mass.: Harvard Project on International Climate Agreements, July 2008.

LAGO, A.A.C. **Estocolmo, Rio, Joanesburgo: o Brasil e as Três Conferências Ambientais das Nações Unidas.** Brasília: Instituto Rio Branco; Fundação Alexandre de Gusmão, 2007.

MARCOVITCH, J. **Para mudar o Futuro: mudanças climáticas, políticas públicas e estratégias empresariais.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo e Editora Saraiva, 2006. p. 9-121.

MOREIRA, H. M. **A atuação do Brasil no regime internacional de mudanças climáticas de 1995 a 2004.** 2009. 156f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Relações Internacionais San Tiago Dantas PUC-SP/UNESP/UNICAMP, São Paulo, 2009.

RIBEIRO, W. C. **A Ordem Ambiental Internacional.** 2. ed. São Paulo: Contexto,

2005. 176p.

RICUPERO, R. De Bali a Copenhague: o futuro do regime internacional sobre mudança de clima. In: DUPAS, Gilberto; LAFER, Celso; SILVA, Carlos Eduardo Lins da. **A Nova Configuração Mundial do Poder**. São Paulo: Paz e Terra, 2008.

SERRA, S. B. A incógnita de Copenhague. IN: IV Conferência Nacional de Política Externa e Política Internacional – IV CNPEPI. **Seminário sobre Mudanças Climáticas**. Rio de Janeiro, 19 de novembro de 2009. Brasília: Fundação Alexandre de Gusmão, 2010.

VIOLA, E. As Complexas Negociações Internacionais para Atenuar as Mudanças Climáticas. In: TRIGUEIRO, A. (org.) **Meio Ambiente no Século 21: 21 especialistas falam da questão ambiental nas suas áreas de conhecimento**. 2. ed. Rio de Janeiro: Sextante, 2003. p. 183-197.

_____. A Evolução do Papel do Brasil no Regime Internacional de Mudança Climática e na Governabilidade Global. **Revista Cena Internacional**, Brasília, n. 6, p. 2-25, jun 2004.

_____. A Política Climática Global e o Brasil: 2005-2010. **Revista Tempo de Mundo**, Brasília, v.2, n.2, p. 81-117, agosto 2010.

Helena Margarido Moreira

Doutoranda pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas - Universidade de São Paulo Bolsista da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo São Paulo, SP - Brasil E-mail: helenamargarido@gmail.com

NOTAS

¹ Artigo apresentado no VI Encontro Nacional da ANPPAS (Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade), ocorrido entre 18 e 21 de setembro de 2012, em Belém, PA.

²A comunidade científica, por meio do IPCC, tem desempenhado papel relevante para a legitimação das negociações internacionais a respeito do tema, e publicou, em seu quarto e mais recente relatório (2007) algumas evidências importantes de mudanças que já estão ocorrendo no globo, consequências do aumento das emissões de GEE na atmosfera. Algumas dessas evidências são: entre 1995 a 2006, registraram-se os anos mais quentes da história da humanidade; identificou-se uma elevação da taxa de aumento do nível do mar de 1.8 mm/ano de 1961 a 1993, e a de 3.1 mm/ano de 1993 a 2003; houve uma diminuição da cobertura e extensão de gelo desde 1978, a variação anual da extensão de gelo do Oceano Ártico encolheu 2,7% por década, e 7,4% no verão, entre outras (IPCC, 2007, p.30).

³Desenvolvimento que atende às necessidades do presente sem comprometer a

capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades” (COMISSÃO, 1987).

⁴Seguindo a perspectiva teórica adotada neste paper, é necessário destacar que, segundo Ribeiro (2005), a ordem ambiental internacional tem que ser entendida como um subsistema de um sistema internacional heterogêneo e multipolar, no qual os Estados agem segundo seus interesses nacionais e defesa da soberania, conceito que tem seu aporte teórico no realismo político de Raymond Aron. Nesse sentido, as discussões sobre mudanças climáticas são consideradas, aqui, como um subsistema da ordem ambiental internacional.

⁵Partículas por milhão de equivalente de dióxido de carbono.

⁶Essas emissões incluem dados de emissão de GEE por desmatamento.

⁷O sistema *cap-and-trade* é um sistema de tetos e cotas, um mecanismo de mercado que estabelece um teto de emissões de GEE para os países que participem deste desenho e cotas de carbono que podem ser comercializadas por países que tiverem emissões inferiores ao seu teto (VIOLA, 2010).

Ensaio
Essay



Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial

Luis Fernando Novoa Garzon

Doutorando do Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional (IPPUR), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, Brasil.
Professor do Departamento de Ciências Sociais da Universidade Federal de Rondônia (UNIR) – Porto Velho, RO, Brasil.
Email: .novoa@uol.com.br

Recebido em 26.03.2013

Aceito em 07.06.2013

ENSAIO

A publicação “*Recursos Naturais na América Latina: indo além das altas e baixas*”, de J. Nash, E. Sinnot, e A. De La Torre¹ (Rio de Janeiro: Banco Mundial/Editora Elsevier, 2010. 168 p.) apresentada e discutida neste Ensaio tem o objetivo de difundir para um público mais amplo o conteúdo de um relatório do Banco Mundial (BM) - elaborado em conjunto por três de suas unidades: o Escritório do Economista-Chefe para América Latina e Caribe (ALC), o Departamento de Redução e de Gestão da Pobreza e o Departamento de Desenvolvimento Sustentável. O lugar institucional de encomenda e elaboração do estudo (região ALC e respectivas áreas social e ambiental do Banco) explica o seu tom prescritivo e emulativo.² O ponto principal do texto é que a especialização em *commodities*, segundo o BM, pode e deve ser vantajosa, inclusiva e sustentável - necessariamente nessa ordem – para regiões ou países.

O estudo procura declaradamente separar o BM das piores práticas ambientais e sociais na exploração de recursos naturais, práticas essas que geraram uma “percepção social negativa da produção de *commodities* como atividade poluidora que afeta negativamente a saúde pública” (p. 99). Ao reconhecer que existem dificuldades para a aceitação social do modelo exportador de especialização produtiva, os porta-vozes do BM esboçaram um roteiro de *best practices* que contém recomendações de novos mecanismos de regulação, de espaços de diálogo social e de critérios de sustentabilidade ambiental. Trata-se de um roteiro que poderia ser lido como um tácito *mea culpa* do BM, ora como analista, ora como consultor, mas sempre ator central no processo histórico de rearranjo espacial e econômico dos países do continente. Esse rearranjo se intensifica nos anos 1990, com o acelerado processo de concentração, centralização e internacionalização de capitais, acompanhado de novos e ampliados desapossamentos e de conflitos subsequentes.

Os autores, porém, pretenderam construir mais que um esquizofrênico código de conduta setorial. Ao relativizarem e desqualificarem as alegações teóricas e as evidências empíricas da chamada “maldição dos recursos naturais” e/ou da “doença holandesa”,³ convalidam promessas até então desconsideradas de “*catch up*” de países de “menor renda”, ou seja, acrescentam uma nova ordem de justificação da “globalização” na periferia ao cancelarem a possibilidade de saltos tecnológicos a partir da economia de *commodities*.

O subtítulo original do estudo – *Beyond Booms and Busts* – expressa com franqueza a intencionalidade do estudo: argumentar a favor da estabilização e dinamização das economias baseadas em recursos naturais. O crescimento econômico contínuo e de longo prazo é posto no horizonte da produção de *commodities* em larga escala. O que antes era necessário e forçoso passa a ser evocado como virtuoso e benfazejo. Essa é a tônica do ajuste de contas discursivo, que fora iniciado por Maloney e Lederman (2008), também economistas do BM: exorcizar do discurso econômico a “maldição dos recursos naturais”.⁴

O termo foi cunhado originalmente por Sachs e Warner (1995; 2001), que estabeleceram uma correlação entre baixo crescimento econômico e grande participação de *commodities* na pauta de exportações, usando análises de regressão.⁵ Essa correlação tem parentesco com a formulação dos economistas Raúl Prebisch e Hans Singer nos anos 1950 (conhecida como “hipótese Prebisch-Singer”) sobre os diferenciais de elasticidade de preços entre *commodities* e bens industrializados no comércio internacional. A maldição trazida pela abundância de recursos naturais seria precisamente o desincentivo ao desenvolvimento dos setores voltados para o mercado interno e dos setores manufatureiros em geral. Outros efeitos econômicos deletérios seriam a sobrevalorização do câmbio e a desindustrialização, visto que os setores exportadores de *commodities* continuam se expandindo com base não só na sua amplitude, mas em sua produtividade, a despeito das variações cambiais. Os períodos de “*booms*” de *commodities* favoreceriam processos de “patronagem” dos recursos naturais valiosos - com a formação de Estados rentistas ou de extratos sociais rentistas fortemente incrustados no Estado. Os preços das *commodities* são mais voláteis que os dos produtos manufaturados, o que implica também em volatilidade fiscal e orçamentária. Por fim, grande parte deles são esgotáveis e podem ser depauperados até o limite, sem o devido planejamento em face da escassez previsível ou mesmo iminente. Essa é uma situação-limite que Hardin (1968) já estampava no conceito da “tragédia dos comuns”⁶.

Na réplica “coletiva” do volume que esse Ensaio apresenta, os autores argumentam que os indicadores de abundância de recursos naturais utilizados para as correlações com o crescimento medíocre sofreriam de indeterminação por estarem sujeitos à “endogeneidade” em sua formação. Ou seja, a abundância de recursos naturais não poderia, isolada e intrinsecamente, significar óbice ou impedimento ao dinamismo capitalista. Já os riscos de volatilidade e de saturação dos recursos naturais poderiam, segundo os autores, ser minimizados por instrumentos institucionais, como impostos e fundos de apoio à diversificação produtiva. A “qua-

lidade institucional” dos países também determinaria se os efeitos rentistas (*rent seeking activity*) predominarão ou não.

Essa operação livra o fator “abundância de recursos naturais” de determinadas teleologias, mais ou menos delineadas nos campos do fordismo e do Estado de compromisso, para colocá-lo em outra linha teleológica, como condição favorável na evolução de países dotados de arcabouço institucional “qualificado”. Empregando a linguagem autorizada-autorizadora do BM, os autores afirmam que o nível de amoldamento das instituições aos requisitos do mercado é o que define o crescimento econômico. Quando não há consenso, é porque faltam forças sociais para endossá-lo, enquanto elas sobram para preparar um novo consenso:

Embora seja seguro afirmar que ainda não existe consenso sobre a questão, parece que se dispõe de fortes argumentos segundo os quais a riqueza em *commodities* não compromete necessariamente o crescimento econômico do país, pelo menos diretamente (p. 24).

Uma vez definido o que constitui ou não obstáculo ao crescimento econômico, os autores defendem a recolocação dos termos de troca no comércio internacional, deterioráveis claramente nas formas iniciais da divisão internacional do trabalho, o que não ocorreria, segundo eles, nas formas mais recentes. Complexos graneleros e minero-metalúrgicos não agregariam menos valor que “maquiladoras” ou indústrias com uso intensivo de mão-de-obra, exemplificam os autores. A questão se desloca para os processos e circuitos de agregação de valor. De forma calculada, os autores se firmam em solo semântico que vai sendo reapropriado: “E parece haver pouca ou nenhuma evidência sistemática de que a produção de *commodities* geralmente proporciona oportunidades mais limitadas que as de outras atividades, no intuito de aproveitar o crescimento da produtividade” (p. 28).

O dinamismo deslocalizado no discurso, com foco na indústria extrativa como híbrido demonstrativo, afirma agregar valor de um modo que Kaldor (*apud* REIS, 2012, p. 16) imputava apenas às estruturas industriais intensivas em capital e tecnologia. Pela negativa, prossegue o método “nada consta” de varredura conceitual: “(...) não se dispõe de evidências convincentes de que a produção de *commodities* é, em geral, ‘inferior’ à de outros tipos de bens em termos de ligações e de externalidades” (p. 29). Externalidades são aqui entendidas no sentido convencional de propulsão, transbordamento (*spillover*) e encadeamentos a jusante (*upstream linkage*) e a montante (*downstream linkage*) na cadeia de valor. Algumas *commodities*, enfatizam os autores, podem se transformar em “plataformas de lançamento” de novas gerações de produtos. Inseridas em uma malha densa de produtos complementares e sinérgicos, essas *commodities* são consideradas próprias aos setores inovadores, de alto valor agregado. “Geralmente considera-se que esses setores são aqueles nos quais os produtos são altamente diferenciados e tecnologicamente sofisticados, características não associadas, na percepção popular, à produção de *commodities*. Contudo, a percepção popular pode não ser muito exata” (p. 30).

Para os autores, as externalidades positivas da especialização em *commodities* devem ser valorizadas, custem o que custarem - e o que não custarem. Um texto de subsídio técnico ao próprio estudo aqui discutido, sobre comércio e produção internacional de metais, acrescenta que *commodities* metalúrgicas se caracterizam pela “dispersão de preço” e pela “heterogeneidade” (p. 31) que proporcionariam diferentes opções e possibilidades de escaladas na cadeia de valor.⁷ Essa “elasticidade ampliada” tornaria equivalentes algumas *commodities* e alguns manufaturados de alto valor agregado. O problema não seria o tipo de *commodity* em si, já que “[E]m ambientes (institucionais) inadequados, os incentivos podem favorecer a produção em enclaves, com poucas ligações, enquanto o oposto seja verdade em ambientes adequados” (p. 42).

O pensamento único, transposto agora para o âmbito da operacionalização ou do bloqueio processual das alternativas, reproduz-se na forma de procedimentos de aperfeiçoamento e de adequação institucional. Um “ambiente contratual complexo e eficiente” (p. 42) seria o mais apropriado para realizar o potencial inovador da economia de *commodities*. Na fórmula do neoinstitucionalismo aplicado, a liberalização econômica garantiria complexidade e inovação, enquanto os direitos de propriedade assegurariam eficiência e garantia de execução de contratos (*enforcement*).

Para o BM, falta à América Latina e Caribe o amadurecimento desta matriz institucional. O maior exemplo disso seriam “as mudanças pendulares na propriedade da indústria de recursos naturais entre os setores público e privado” (p. 56-57). Presume-se que interessa muito aos mercados uma maior “fixação” dessa propriedade. Em outros termos, o que importa é a consolidação de marcos regulatórios favoráveis aos investimentos privados. Coerentemente, são consideradas contraproducentes políticas de subsídios generosos a setores internos ou atores previamente escolhidos (segundo o padrão “*pick the winner*”). Portanto, Justin Lin, economista-chefe do BM, considera que tais políticas são “revogáveis” (p. 116).

Nas “conclusões e implicações políticas”, os autores inserem um quadro sinótico intitulado “Produtos e serviços de *commodities* do BIRD”. Nele, primeiro o BM oferece instrumentos financeiros para a gestão dos riscos vinculados à volatilidade do setor de *commodities*, como os *swaps* (procedimento de renegociação, troca ou partilha de dívida em torno de um indicador de preço relacionado à variação de determinada *commodity* ou de uma cesta delas). Em seguida, disponibiliza os seus serviços de consultoria para o aprimoramento da gestão da economia de *commodities*. Esses serviços envolvem a avaliação de riscos e a capacitação das partes interessadas e dos formuladores de políticas (p. 112). É útil destacar que, além das modalidades de empréstimo e investimento, o BM presta “Assistências Técnicas” (ATs) voltadas para o desenvolvimento institucional. Essas operações atendem, por exemplo, aos ditames de novas formas de integração e regulação entre o setor privado, interno e externo, e o Estado.

O BM recorre ordinariamente aos empréstimos para o desenvolvimento e elaboração de políticas - o DPL (*Development Policy Loan*) - quando procura priorizar de-

terminadas “modernizações e ajustes institucionais”. Os DPLs são ferramentas adicionais para aprofundar reformas estruturais na linha do “como fazer”, tendo em vista a cristalização do “que fazer” neoliberal na maior parte dos países do continente. Está incluída nesse “como fazer” uma nova geração de políticas ambientais voltadas ao mesmo tempo para a criação de novos mercados (créditos de carbono, serviços ambientais, concessão de florestas etc.) e para legitimar a apropriação em bloco dos recursos naturais do continente pelos grandes grupos econômicos.

No Brasil, o BM chegou a promover um relatório sobre a “eficácia” do licenciamento de usinas hidroelétricas no bojo de uma AT em andamento desde 2004, nos marcos do programa SAL (*Structural Adjustment Loan*) - TAL (*Technical Assistance Loan*), que concede créditos vinculados a reformas nas políticas ambientais e de recursos naturais do país. Especificamente junto ao Ministério de Minas e Energia, o Banco Mundial firmou o projeto ESTAL- *Energy Sector Technical Assistance Loan*. Entre as suas metas e os seus indicadores estão o desenvolvimento de novos mercados, de marcos regulatórios afins e de instrumentos de planejamento de expansão da geração. Para o BM, seria indispensável a reforma da estrutura de gestão ambiental do país, de seu gerenciamento e dos procedimentos de licenciamento.⁸

A leitura desse que é o mais recente estudo do BM acerca do modelo de controle e gestão dos recursos naturais na América Latina e no Caribe, com pleno reconhecimento do lugar e da oportunidade de sua fala, permite ver os deslocamentos discursivos e as antecipações de novos arranjos político-institucionais, pretensamente mais estabilizadores que os anteriores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

HARDIN, G. The tragedy of the commons. *Science*, v. 162, p. 1243-1248, 1968. Disponível em <http://www.cs.wright.edu/~swang/cs409/Hardin.pdf> Acesso em 26 de junho de 2013.

MALONEY, W; LEDERMAN, D. *In Search of the Missing Resource Curse*. Policy Research Working Paper, nº 4,766. Washington: World Bank, 2008.

SACHS, Jeffrey D. and WARNER, Andrew. *Natural Resource Abundance and Economic Growth*. National Bureau of Economic Research. Working Paper 5, 398. Cambridge: Massachusetts, 1995.

_____. The Curse of Natural Resources. *European Economic Review* 45: 827-838. Center for International Development, Harvard University. Cambridge, Massachusetts, 2001.

REIS, Cristina F. de Borja. *Desenvolvimento econômico liderado por recursos naturais: uma revisão teórica e crítica da literatura*. Trabalho apresentado no XVII Encontro Nacional da SEP - Sociedade de Economia Política. Rio de Janeiro, 2012.

NOTAS

¹ NASH J., SINNOT E., DE LA TORRE A. *Recursos Naturais na América Latina: indo além das altas e baixas*. Rio de Janeiro: Banco Mundial/Editora Elsevier, 2010. 168 p. Constan bibliografia, notas e figuras. ISBN- 13:9788535241914. R\$ 63,00.

² Dados da edição original: J. Nash, E. Sinnot, A. de la Torre. *Natural Resources in Latin America and the Caribbean: Beyond Booms and Busts Latin America and Caribbean Studies*. Washington: The World Bank, 2010. 96 p. ISBN: 978-0-8213-8482-4. Versão online: *Natural Resources in Latin America and the Caribbean. Beyond Booms and Busts*. Washington: World Bank, 2010. -Disponível em

<http://siteresources.worldbank.org/INTLAC/Resources/257803-1284336216058/FlagshipReport.pdf> Acesso em 4 de dezembro de 2012.

³ Terminologia utilizada originalmente por economistas holandeses nos anos 1960 para diagnosticar a economia do país, convertida em exportadora de gás natural (depois da descoberta de enormes jazidas). A descoberta *per si* produziu uma super-apreciação do câmbio que deu início à desestruturação dos setores industriais mais expostos. Políticas fiscais pró-agregação de valor e, mais tarde, a criação de controles e fundos cambiais, neutralizaram as consequências deletérias do fenômeno no país.

⁴ “(...) we would do well to exorcise the curse from the economic discourse” (MALONEY; LEADER, 2008, p. 2).

⁵ A análise de regressão é utilizada na técnica econométrica para compor uma relação entre variáveis quantitativas: neste caso, uma variável dependente (baixo crescimento e estagnação) e foi conectada a outra variável independente (abundância de recursos naturais).

⁶ A “tragédia dos comuns”, para Hardin, seria a superexploração dos bens naturais comuns por conta do incremento populacional e da ausência de titularidade e jurisdição clara sobre esses bens. Essa argumentação, de matriz neomalthusiana, desconsidera que a economia da escassez é inerente à gênese destrutiva-criativa do meio técnico da sociedade de mercado. A escassez é, antes de tudo, socialmente produzida pela forma desigual de apropriação do meio ambiente.

⁷ MANDEL, R. B. *The Dynamics and Differentiation of Latin America Metal Exports*. Federal Reserve Board of Governors. Washington, World Bank, August-2009, p. 1-38. Disponível em <http://siteresources.worldbank.org/EXTLACOFFICEOFCE/Resources/870892-1253047679843/Mandel2009.pdf> Acesso em 26 de março de 2013.

⁸ GARZON, L. F. N. Bird ‘sugere’ licenciamento submetido aos investidores. O ECO, 7 de abril de 2008. Disponível em http://www.oeco.com.br/todos-os-colunistas/64-colunistas-convidados/16817-oeco_26918 Acesso em 26 de março de 2010.

Resenhas
Book Reviews



Peak Oil and the New, Local Economy

Catherine A. Gucciardi Garcez

Ph. D. student, Centro de Desenvolvimento Sustentável,
Universidade de Brasília, Brasília, Brazil.
catigucciardi@hotmail.com; cguccigarcez@unb.br

Recebido em 16.03.2013

Aceito em 19.03.2013

RESENHA

RUBIN, Jeff. *Why Your World is About to Get a Whole Lot Smaller*. Toronto: Vintage Canada, 2010. 322 p. Source Notes, Index. ISBN 978-0-307-35752-6.

Jeff Rubin (n. 1954) is a Canadian economist. In 2009 he left his 20-year post as Chief Economist at the Canadian Imperial Bank of Commerce (CIBC) World Markets to begin a career as an author. His first book was *Why Your World is About to Get a Whole Lot Smaller: Oil & the End of Globalization* (2009). In 2010 this book was revised, updated and republished, under the current title: *Why Your World is About to Get a Whole Lot Smaller*.

Rubin's message is clear: the global economy is dependent on cheap oil. Petroleum reserves are declining, while demand is growing. This is leading to rising oil prices that will not only constrain economic growth, but, more importantly, call into question the very way of life that developed nations have grown accustomed to, and which many developing nations aspire to. In short, our global economy, based on the nearly free international transportation of goods, will cease and local economies will once again flourish.

The book is largely a summary of the author's work as the Chief Economist at CIBC, especially his study of world oil demand and supply and his forecasting of oil price trends. Rubin is often cited as one of the first economists to accurately predict the increase in oil prices in 2000. He sustains that this increase caused the 2008 global recession, rather than the more widely-accepted thesis of the subprime mortgage rate crisis in the U.S. The book also cites energy and socioeconomic data from sources such as IEA, OPEC, articles published in peer-reviewed journals and non-academic journals (such as *The Economist*), and reports from Goldman Sachs, McKinsey & Company, etc.

Rubin's key prognosis is that the world is going to become smaller. This is based on the notion of peak oil. He argues, quite convincingly, that the rate of global oil production has peaked, while demand continues to increase, especially in developing countries. Rubin insists that the world will not run out of oil, but that the cost of extraction will make it un-economical for its current usage. This reality, according to Rubin, is grossly denied by the world's politicians and oil companies alike because of its repercussions for a global society completely dependent on the uninterrupted supply of cheap oil.

Rubin makes various references to the Brazilian and Canadian cases. In Brazil, he recognizes that the deep-sea Tupi field was announced with great fanfare in 2007. In Canada, the tar sands are also announced as a significant source of oil. However, both cases are examples of non-traditional petroleum sources, which incur large extraction costs: "what is coming out of the ground is not the cheap, free-flowing stuff that gushes out of the desert in Saudi Arabia" (p. 35). This situation is tantamount to 'scraping the bottom of the barrel'.

Rubin's writing is captivating and satirical; he has written a best-seller (in Canada). He openly criticizes his own profession, stressing that resource limits are often overlooked by economists and that the 'laws' of economics are all together inadequate to assess the current situation of peak oil: "If we wait for Adam Smith's invisible hand to pull abundant sources of new cheap oil out of the ground, we are going to be waiting for Godot" (p. 44).

Rubin explores the long-term effects of the two global oil shocks in the 1970s. In the conclusion of part one, he identifies that the worst consequence of those events is that economists and policymakers learned the wrong lessons: "The OPEC shocks didn't wean us off oil. They just prompted technical change that has made us even more leveraged to the stuff" (p. 138). By technical change, he means increases in energy efficiency which produced rebound effects and ultimately led to an increase in overall energy consumption. He calls this the efficiency paradox, which should not be confused with energy conservation.

Admittedly, the book is written with a 'North American' bias. Rubin makes many suggestions and critiques concerning public policies, especially with respect to infrastructure investments and the recession-bailout strategies of the U.S. and Canada. For Rubin, neither electric cars, biofuels, nor the hydrogen economy holds the solution for the largest consumer of oil: single-car vehicles. Investments in infrastructure for the future are needed, i.e. public transit, and not investments in the past, i.e. auto industry bailouts. Government efforts should focus on how society can change its dependence on oil: "We have to change the basic equation that ties our oil consumption to our economy" (p. 240).

Global trade will also be affected by rising oil prices, which Rubin views as good news for the U.S., Canada and other parts of the world that have seen their manufacturing units moved to China: "You can liberalize trade all you like, but it won't make a difference if no one can afford to ship the things you want to sell" (p.

177). Despite his earlier criticism of economics, Rubin shows himself to be true to his trade. He believes that the economy will shed light on the largest risk facing the world: climate change: “But in one of the ironies in which history seems to specialize, the nineteenth century has furnished us with part of the solution to the problems it bequeathed to later generations: economic theory” (p. 187). The solution he prescribes is placing a carbon tax on local and imported goods. In this case, Chinese goods wouldn’t be able to compete, since they are more carbon-intensive than the same products manufactured in the U.S. or Canada, due to China’s high dependence on coal-based energy.

The new, local economy will be very similar to the economies of four decades ago, according to Rubin: more local food and manufacturing and less international tourism. With his North American perspective, Rubin only briefly touches upon the impacts expected for the economies in developing countries. He does recognize that they will likely be most affected by the loss of their export markets and of opportunities for migration.

Near the end of his text, Rubin reflects on the cultural changes of a smaller world by citing the example of Toronto. Half a century ago, it was transformed from a provincial city of predominantly British descendants into the cosmopolitan, vibrant and multicultural center that it is today because of globalization. Rubin questions whether values such as liberalism, freedom, and tolerance will be maintained in a smaller, local economy: “As our economic well-being deteriorates, will we continue to remain committed to those principles of freedom and tolerance? These are not abstract questions – they challenge some of our most fundamental assumptions about our societies” (p. 274).

Rubin makes many convincing arguments to show that the supply of cheap energy is tapering off. What is of utmost importance to him is to prepare society for this new reality, but he often offers contradictory suggestions. The State’s role will be to invest in the correct type of infrastructure and to tax carbon; however, he also states that the true solutions will be found at the local level, as personal responses to economic stimuli. He later calls into question the very need for federal spending (particularly in the Canadian context) in the “smaller world”, insisting that “We will face difficult, perhaps wrenching choices as we are forced to live within our means” (p. 285).

What is most alarming is the example he cites of a positive transition to a smaller world; the collapse of the Soviet Union. Rubin concludes that “One of the things that emerged in the wake of the collapse of the Soviet Union was the strengthening of networks of friends and family. To get through those dark days, people had to help each other out. Hopefully, we will manage to do the same” (p. 286). In this, Rubin has grossly overlooked the great void that was left after the fall of Communism and the institutions that filled this void; mafia-like oligarchies, which came to power to the detriment of the wellbeing of the general population. From 1990 to 1994, life expectancy in Russia dropped more than 4 years and returned to USSR levels only in 2010, 20 years after the collapse (World Bank).

Rubin's nostalgia for the local and for the past adds a positive spin to his prognosis. He states that "Local tastes and local customs, seemingly headed for extinction in the face of globalization's onslaught, will get a last-minute reprieve... the things that made your local environment distinctive will come back to the fore." (p. 282-3). Rubin concludes on an optimistic note: "...you will soon be spending much more time talking to your neighbor and much less time flying around the world. We will soon become far more attentive custodians of our own little worlds. And that is likely to make our neighborhoods better places to live" (p. 288).

Overall, Rubin's book is a pleasant read, both for policy makers and the public at large. He raises many fundamental questions about North America's oil-dependent lifestyles. For those interested especially in Canadian society, Rubin offers fresh insights, in a non-partisan fashion, about tar sands - an issue that is currently at the forefront of public debate regarding the socioeconomic and environmental priorities of this resource-based and energy-intensive national economy.

WORK CITED

World Bank Development Indicators *apud* indexMundi. *Russia: Life expectancy at birth, total (years)*. Available at: <http://www.indexmundi.com/facts/indicators/SP.DYN.LE00.IN/compare?country=ru#country=af:az:by:br:ca:ru:tp:ua:uz>. Accessed on: 9 February 2013.

Transformações no Cerrado

Paulo Henrique Martinez

¹Professor do Departamento de História, Faculdade de Ciências e Letras de Assis, Universidade Estadual Paulista, Assis, São Paulo, Brasil. E-mail: labhima@uol.com.br

Recebido em 19.03.2013

Aceito em 10.04.2013

RESENHA

PIETRAFESA, José Paulo; DUTRA E SILVA, Sandro. *Transformações no Cerrado: progresso, consumo e natureza*. Goiânia: PUC/GO, 2011. 328 p. Notas. Bibliografia. ISBN 9788571037380.

As coletâneas temáticas de artigos e capítulos são recorrentes nas várias áreas do conhecimento, ora como divulgação de resultados de pesquisas obtidos individual ou coletivamente, ora como balanço, exame e avaliação crítica de abordagens, interpretações e objetos de estudo. Este livro, organizado pelos professores do ensino superior e pesquisadores José Paulo Pietrafesa e Sandro Dutra e Silva transita entre um e outro enfoque. *Transformações no Cerrado* reuniu um grupo de estudiosos procedentes de diferentes instituições e especialidades disciplinares, como ciências ambientais e da saúde, direito, ecologia, economia, geografia, história, química e sociologia. O livro faz a conjunção destas perspectivas na análise de um objeto comum - o combalido bioma que conhecemos como Cerrado.

É oportuno lembrar que este bioma recobriu originalmente áreas estimadas em dois milhões de quilômetros quadrados do território brasileiro, que as manchas e remanescentes de matas e campos do Cerrado figuram entre os 25 pontos de maior vulnerabilidade ambiental do planeta, e que o conhecimento científico e a apreciação crítica dos usos humanos deste território ainda são incipientes e desafiadores. As universidades encontram no Cerrado palco para estudos e a formação de profissionais. Elas também geram subsídios para as políticas públicas nas várias áreas do conhecimento científico, das artes e da cultura. A publicação deste volume expressa esta realidade e revela o campo de possibilidades abertas aos analistas, pesquisadores, técnicos, gestores públicos e privados e estudantes nas diversas fases de formação acadêmica, intelectual e profissional.

Não é apenas o volume que tem autoria coletiva. A maioria dos capítulos também

aglutina dois ou mais autores. Multidisciplinar, coletivo, diversificado em temas e em abordagens críticas, o livro estampa a própria complexidade e a singularidade do Cerrado. Os onze capítulos estão agrupados em duas partes, com traços distintos e complementares, além de variado material empírico, e não amarram os leitores a um percurso rígido pelas suas páginas.

A primeira parte aborda as grandes alterações no espaço e na história do bioma no Planalto Central do país. Elas derivam de ações e dos impactos resultantes do estabelecimento de atividades agropecuárias, indústrias, produção sucroalcooleira, urbanização, políticas públicas de crédito, tributação e de investimento, saúde humana, e uso da terra. Outros assuntos tratados são a degradação e as iniciativas em busca de sustentabilidade ambiental, como os projetos baseados no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), o planejamento do turismo e a certificação de produtores, de serviços e de mercadorias. Os sete capítulos que compõem essa primeira parte nos proporcionam um retrato surpreendente da recente onda de ocupação e de expansão econômica no Cerrado e as suas projeções no tempo, no espaço e na vida humana, a partir da década de 1970. A expansão da pecuária e das culturas agrícolas anuais, principalmente a soja e o milho, agora é sucedida pelo estabelecimento da cana e de seu séquito de usinas sucroalcooleiras. A adoção de novos padrões de produção e de trabalho, típicos da sociedade urbana e industrial na era da globalização, impõe ao Cerrado goiano a disseminação da cultura e da agroindústria canavieira e as transformações que acarretam no cotidiano social, na estrutura fundiária, no aproveitamento da terra, nos recursos hídricos e na rica biodiversidade (amparada em endemismos botânicos e faunísticos).

A segunda parte do livro reúne quatro capítulos dedicados às percepções e aos prognósticos de ação humana futura nas áreas estudadas. Esses capítulos transcendem o território do estado de Goiás. Aqui espaço e tempo estão entrelaçados pelo exame das práticas do desmatamento, das políticas públicas, da indústria atual e potencial do turismo, dos desafios para a gestão dos grandes rios que interligam o Cerrado aos ecossistemas da Amazônia, como o rio Araguaia, da Caa-tinga, como o rio São Francisco, e da Mata Atlântica, como o rio Paraná. Os impactos trazidos pela contaminação atmosférica e das águas e solos, pelos usos mais intensivos da terra e pela urbanização no Cerrado, alcançam e irmanam-se às dinâmicas sociais e econômicas dos biomas circunvizinhos, amplificando a importância e o interesse pelos capítulos avulsos ou no conjunto das duas partes e do livro. Vale destacar a identificação do predomínio das representações culturais em narrativas literárias e sociológicas que caracterizam a presença humana nas fronteiras da colonização como uma guerra contra as populações autóctones e a natureza tropical, retratados como hostis e traiçoeiros. Paralelamente, são encontradas simbologias que afirmam a riqueza da terra e dos recursos naturais no solo, águas e no subsolo do Brasil central.

A escala inicial, regionalizada, remete o leitor para outros patamares e ordens de problemas, em escala nacional e mundial. As transformações no Cerrado goiano esquadrihadas pelos autores são recentes e estão em pleno curso. Elas surgem enlaçadas à conversão brasileira aos ditames neoliberais que vigoraram

hegemônicos, entre 1990 e 2005, nas políticas públicas e nas ações governamentais em todos os níveis – nacional, estadual, municipal e do Distrito Federal. As transformações às quais o título do livro faz menção vinculam-se à instalação repentina da cadeia produtiva da cana-de-açúcar e ao redirecionamento da terra agricultável para a monocultura de médio prazo, em substituição às atividades pecuárias, leiteiras, às culturas anuais de grãos e à agricultura familiar. As novas plantações nascem atreladas às usinas de açúcar e álcool, demandam e atraem volumosa mão de obra sazonal, com baixa remuneração e submetida a condições precárias de vida, saúde e trabalho.

Os impactos sociais chegam de mãos dadas com os impactos ambientais e ganham expressão indisfarçável. Em 2011, o estado de Goiás registrou 867 casos de libertação de trabalhadores escravizados em unidades produtivas canavieiras. Alcoolismo, o consumo de drogas e a violência incorporam-se ao novo perfil do campo e das cidades goianas. Os impactos aparecem ainda no inchaço dos bairros periféricos nas maiores cidades e no prolongamento das “pontas de ruas” nas pequenas. Carências na saúde pública, no transporte, na moradia, na alimentação e no lazer e problemas no ambiente natural despontam como novos desafios aos gestores, profissionais, empregadores, pesquisadores e habitantes das cidades goianas. A expansão da infraestrutura necessária ao escoamento e à exportação do etanol completa as pressões, com a ampliação da malha viária, a hidrovía no rio Paraná, lagos e represas de hidrelétricas, um álcoolduto na região central do estado deverá escoar essa produção a centenas de quilômetros, até Paulínia, no estado de São Paulo.

Assistimos neste início de século à incorporação do espaço goiano e do Cerrado ao mercado mundial da agroenergia, expressa em novas formas de organização de espaços urbanos e rurais. É esta conexão internacional que desencadeia o conjunto de transformações e o séquito de mudanças sociais, urbanas, agrárias, ambientais, hídricas e econômicas apreendidas em cada um dos capítulos e partes do livro. Estamos longe de uma obra de interesse e de alcance regional. *Transformações no Cerrado*, em suas variáveis de progresso, consumo e natureza, é obra que descortina os sentidos do crescimento econômico vivido em nosso país na última década e das iniciativas do governo federal em prol do ideário de “desenvolvimento com inclusão social”.

O caso goiano revela com nitidez a imensidão do fosso que vai separando, na prática cotidiana da vida da população, dos trabalhadores rurais e dos pequenos agricultores, um e outro polo daquele binômio do discurso político. Está em jogo o atendimento do mercado mundial e nacional, real, potencial ou imaginário. Os elevados e imediatos custos sociais e ambientais conexos são relegados ao segundo plano, transferidos para as próximas gerações, ou simplesmente ignorados sob as acusações de atraso e de oposição elitista feitas aos que relativizem ou questionem os benefícios alardeados para breve. A legislação social, trabalhista, tributária e ambiental pertinente é insuficiente, burlada e desprezada. A validade e a necessidade da leitura do livro crescem, uma vez mais, diante dos nossos olhos. *Transformações no Cerrado* desvenda a história em processo e exhibe o sentido que

ela assume para diferentes atores sociais – governos, empresários, trabalhadores, consumidores, dirigentes políticos – e escalas espaciais, do local ao global.

Nos âmbitos local, regional e nacional, o processo em curso descrito no livro estabelece vínculos entre o atendimento de interesses dos proprietários e dos investidores rurais e agroindustriais e as ações de distintas esferas do Estado. O apoio político nas instâncias legislativas e executivas nutre a atuação de governantes e de parlamentares na fixação e na adequação de normas e diretrizes para políticas setoriais de ordem tributária, social, ambiental, de crédito, planejamento, investimento público e assistência técnica, entre outras. Este passivo político não está restrito aos arranhões que promove na cidadania. Ele alcança níveis como a desnacionalização da economia, a transferência gratuita e descontrolada de tecnologia agrícola e industrial especializada para as regiões tropicais e a maior vulnerabilidade do país decorrente da dependência de capitais e dos mercados externos.

A trajetória recente do Cerrado em Goiás não parece promissora. Há possibilidades e perspectivas para a promoção do desenvolvimento local sustentável a partir do planejamento da atividade turística. Este ramo de produção e serviços permite a articulação de políticas de geração de emprego e renda, educação e qualificação profissional, conservação da natureza e do patrimônio histórico, diversidade cultural. Trata-se de uma alternativa econômica atraente quando confrontada com o caráter insustentável do programa de agroenergia. As proposições da indústria turística, até o momento, não foram capazes de equacionar os gritantes passivos sociais e ambientais representados pela pobreza, a concentração da terra e da renda, o desmatamento, a contaminação do ar, das águas e do solo, perdas na biodiversidade, erosão e assoreamento de rios e córregos, migrações, sazonalidade do trabalho, a deterioração da saúde pública, a disseminação de drogas e o aumento da violência urbana.

Transformações no Cerrado expõe com clareza caleidoscópica as agruras e as contradições que o Brasil vive nas relações da nossa sociedade e o meio ambiente neste século. Por fim, é lamentável a falta de maior cuidado editorial na revisão dos textos, pois em muitas passagens a atenção do leitor é afrontada com erros gramaticais, ortográficos e estilísticos. No entanto, o leitor que perseverar na leitura será gratificado.



A Corrida por Terras

Paula Simas de Andrade¹

¹Gestora Ambiental. Mestranda em Desenvolvimento Sustentável, Centro de Desenvolvimento Sustentável/Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.
E-mail: paulasimas@gmail.com

Recebido em 17.03.2013

Aceito em 30.03.2013

RESENHA

PEARCE, Fred. *The Land Grabbers - The New Fight over Who Owns the World*. Boston: Beacon Press, 2012. 326 p. [Uso da terra rural, Propriedade real terras estrangeiras, propriedade Rural, investimento estrangeiro]. ISBN 978-0-8070-0324-4.

Barões da cocaína na Colômbia preferindo produzir *commodities*? Agricultores brasileiros estendendo seus tentáculos para o Chaco paraguaio para criar gado? Estrangeiros comprando terras agricultáveis em países pobres para plantar alimentos? O que está ocorrendo no mundo? Será que Thomas Malthus (1766-1834) finalmente tem razão ao dizer que o Planeta não conseguirá alimentar uma população que cresce exponencialmente?

Com a frase quase intraduzível de Mark Twain, “*Buy land. They’re not making it anymore.*” (Compre terras. Eles não fazem mais - em tradução livre), o profícuo autor Fred Pearce inicia seu livro *The Land Grabbers, The New Fight over Who Owns the World*.

Land Grabber é um termo que não encontra paralelo na língua portuguesa e pede um neologismo. Pode ser traduzido por grilagem de terras, mas, muitas vezes, os *Land Grabs* são feitos legalmente e com consentimento das partes. Muitos autores utilizam a expressão “aquisição de terras por estrangeiros”, mas a expressão “açambarcamento de terras” tem um sentido mais amplo e inclui os *land grabs* feitos por compatriotas. O subtítulo já é mais fácil de traduzir, mas, ainda assim, precisa ser reescrito para não ficar um tanto esdrúxulo: a nova luta para saber quem são os donos do mundo.

Possivelmente você já tenha lido na mídia matérias sobre a aquisição de terras por estrangeiros em países pobres. Aliás, o próprio autor é colaborador de vários jornais ingleses como o The Guardian, Daily Telegraph e o The Independent. Fred

Pearce, como ele próprio se autodenomina, é um “jornalista à moda antiga”. Ele precisa ver para crer. Para escrever sobre os *Land Grabs*, o autor passou um ano viajando pelo mundo. Ao todo Pearce checou *in loco* histórias sobre açambarcamento de terras nos cinco continentes do Planeta, visitando cerca de 10 países. Um trabalho de fôlego relatado em um muito bem escrito inglês.

Além de ser colaborador de vários jornais, Pearce é consultor da revista científica *New Scientist* e escreve para o *Yale Environmental 360*, uma publicação da Escola Florestal e Estudos Ambientais da Universidade de Yale no EUA. Especializado no tema ambiental, Pearce é autor de diversos outros livros, entre eles o *The Climate Files: The Battle for the Truth About Global Warming* (2010) sobre o vazamento de e-mails entre cientistas do clima do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), caso conhecido como o Climategate, *When the Rivers Run Dry: What happens when our water runs out* (2006) sobre a crescente crise de disponibilidade de água no mundo e *Confessions of an Eco Sinner*, 2009, (Confissões de um Eco-Pecador – em tradução livre), uma ótima dica para quem quer reduzir suas pegadas ecológicas.

No livro aqui resenhado, Pearce conta os antecedentes que contribuíram para a elevação dos preços dos alimentos em todo o mundo em 2007 e o início da corrida por terras. Inicialmente, a produção de bicombustíveis e de grãos para alimentar animais, e o aumento do preço do petróleo foram fatos responsabilizados pela alta nos preços dos alimentos. O crescimento demográfico, a entrada de 500 milhões de novos consumidores no mercado devido ao crescimento econômico da China, secas em países produtores de trigo e uma alta na demanda por arroz nos países asiáticos também entraram na lista dos vilões. Na época, muitos argumentaram que essa era uma crise passageira, a alta demanda por alimentos pedia apenas um crescimento na produção de alimentos. No entanto, foi, principalmente, a crise econômica de 2008 que elevou o preço das *commodities* para um patamar de alta permanente.

Com o crash das bolsas em 2008, investidores, que já haviam fugido do mercado de ações na crise de 2000/2001 para o mercado dos *subprimes*, procuravam investimentos mais seguros. Com os preços dos alimentos ainda em alta nesse período, os mercados de futuro, como o *Chicago Board of Trade*, foram o caminho natural para esses investidores. Essa mudança de percurso assustou o mundo. George Soros disse que a especulação financeira no mercado de futuros era como “acumular alimentos, em meio à fome”.

E assim foi dada a largada da corrida para comprar terras baratas em países pobres. A África é o principal alvo. Lá, como em outros continentes, os açambarcadores chegam a comprar terras do tamanho de pequenos países. Os participantes dessa corrida são investidores de *Wall Street*, fundos de pensão, sheiks do Golfo Pérsico, bilionários indianos do microchip, agricultores brasileiros e empresas estatais chinesas. O motivo por trás desse fenômeno é muitas vezes louvável. Com medo dos altos preços internacionais dos alimentos, a possível escassez de alimentos no futuro e a falta de terras férteis em seus países muitos desses investidores bus-

cam terras para plantar alimentos para seus conterrâneos. Mas grande parte dos *Land Grabbers* são investidores em busca de lucros fáceis.

A cada capítulo do livro, histórias de países diferentes. No Capítulo 12, por exemplo, aprende-se que, com a ajuda da Agência dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional Usaid, os barões da cocaína da Colômbia vêm substituindo suas plantações de coca pelo lucrativo comércio do óleo de palma. Um óleo que, segundo estimativas, é ingrediente de um terço dos produtos colocados em prateleiras de supermercado em todo o mundo.

O abismo social brasileiro nos torna, ao mesmo tempo, açambarcadores e açambarcados. No norte da Bahia e no sul do Piauí, as últimas áreas de Cerrado estão sendo açambarcadas de pequenos agricultores para o cultivo da soja e biocombustíveis. No Chaco paraguaio, pecuaristas gaúchos que venderam caro suas pastagens no Brasil para o agronegócio, agora compram terras ancestrais dos índios ayoreos, muitos deles ainda não-contatados. Os agricultores brasileiros, que hoje já concorrem com os americanos do cinturão dos grãos no norte dos Estados Unidos, ainda investem nos lucrativos negócios das *commodities* na Bolívia e na África. Uma contradição para um país que busca se proteger do açambarcamento de terras criando leis que proíbem a compra de terras brasileiras por estrangeiros.

Áreas inteiras de pântanos, deltas, florestas, no mundo inteiro estão perdendo espaço para os tratores do *agribusiness*. Na província de Gambela, na Etiópia, o desmatamento das florestas afugentou os animais de caça e as abelhas que produziam o mel que o povo Anuak vendia em feiras. Com a drenagem dos pântanos da região para plantar sorgo e cana-de-açúcar, logo não haverá mais peixe, acreditam os Anuaks.

A Indonésia e a Papua Nova Guiné estão no quintal da China - como descreve o autor. Em Sumatra, a maior ilha do arquipélago indonésio, os madeireiros estão destruindo, com uma rapidez assustadora, a floresta tropical que abriga os quase extintos tigres de Sumatra e os orangotangos.

Em Papua Nova Guiné, a história é a mesma. Florestas tropicais inteiras sendo devastadas para a indústria moveleira da China e a produção de papel. Em março de 2011, os cerca de 20 mil habitantes da ilha de Lavongai descobriram que o governo havia arrendado a ilha inteira para a extração de madeira. A ilha localizada no Arquipélago de Bismarck na Papua Nova Guiné é um paraíso totalmente selvagem com densa floresta tropical, montanhas, cachoeiras e rios, lamenta o autor.

Em todo mundo a história se repete. Pequenos agricultores e povos tradicionais perdem suas terras para o agronegócio. Na África, muitos governantes vêm os *Land Grabs* como uma oportunidade para alavancar o crescimento econômico e uma fórmula para desenvolver novas técnicas de agricultura em seus países. Acreditam, também, que a iniciativa irá criar novos empregos e ajudar a tirar a população da miséria. Em pouco tempo, no entanto, os investidores preocupados com a

lucratividade de seus negócios mecanizam as suas propriedades e criam uma nova categoria de miseráveis – aqueles que já não possuem mais terras para o cultivo de suas lavouras de subsistência.

A posse da terra não é garantia. Muitos açambarcadores de terra operam em países com autoridades corruptas que desapropriam terras em troca de poucos milhares de dólares. Para permitir a entrada de investidores estrangeiros e de novas tecnologias de plantio, muitos governos impõem um processo de aldeamento (*villagization*) para a população. Em países como a Etiópia, Angola, Moçambique, Ruanda, Quênia e Tanzânia o aldeamento forçado desloca povos que viviam espalhados em áreas rurais para áreas semi-urbanizadas. As promessas de construção de escolas, hospitais e o fornecimento de eletricidade e água encanada são muitas vezes esquecidas.

Leis contra a compra de terra por estrangeiros também não coíbem os *Land Grabbers*. Muitos investidores compram safras inteiras de produtores do agronegócio nacional ou instalam indústrias de beneficiamento de alimentos para exportar para seus países de origem.

Para escrever o livro, Pearce utilizou diversas fontes. Aos depoimentos colhidos nos países visitados, o autor acrescenta informações contidas em relatórios de ONGs, organismos internacionais e em estudos científicos como o do Colin Filer da Universidade Nacional da Austrália, que rastreou os *land grabs* na Papua Nova Guiné. Pearce utiliza ainda informações oficiais de governos e entrevistas feitas à autoridades públicas.

Ao final do livro, Pearce discute ideias que estão sendo amadurecidas para fortalecer e tornar lucrativa a pequena agricultura. O autor rejeita previsões catastróficas - como a de um dos principais cientistas do governo britânico, John Beddington, - de que o mundo enfrentará em futuro próximo uma “tempestade perfeita”, uma combinação de mudanças climáticas, população mundial crescente, a desintegração dos sistemas ecológicos e escassez de água e de terras agricultáveis. Pearce acredita que há luz no fim do túnel. Ainda há muita terra cultivável no mundo e a tendência é de que a população mundial vá se estabilizar em torno de 2050.



Galeria
Gallery



Pagamento por Serviços Ambientais

Payment for Ecosystem Services

Uma estratégia para a conservação ambiental nas regiões produtivas do Brasil?

A strategy for environmental conservation in agricultural regions of Brazil?

Adolfo Dalla Pria¹

Anita Diederichsen²

Claudio Klemz³

¹ Specialist in Agribusiness and Conservation at the environmental NGO, The Nature Conservancy, adallapria@tnc.org

² Coordinator of the Water Producer Project at the environmental NGO, The Nature Conservancy, adiederichsen@tnc.org

³ Specialist in Ecosystem Services at the environmental NGO, The Nature Conservancy, cklemz@tnc.org

Recebido em 18.04.2013

Aceito em 02.06.2013

A população mundial deverá atingir 9 bilhões de pessoas em 2050 e colocará maior pressão sobre os recursos naturais para garantir o atendimento das necessidades nutricionais e conforto desse grande contingente populacional. Inúmeros investimentos em pesquisas agropecuárias, medicina, fontes energéticas, tecnologias de materiais, políticas para redução da pobreza e estratégias de desenvolvimento sustentável estão em curso para atender esta previsão. Ações para a conservação dos recursos naturais e dos serviços ambientais estão implícitas nas estratégias de desenvolvimento sustentável. Observa-se um aumento no número de políticas públicas implementadas, resultados alcançados, projetos em curso e pesquisas relacionados à conservação ambiental, comprovando a sua relevância atual e para o futuro.

The world population is expected to reach 9 billion by 2050, which will put greater pressure on natural resources to ensure the nutritional requirements and well-being for such a large population. Enormous investments in agricultural research, health, energy sources, material technologies, policies for poverty reduction and strategies for sustainable development must be made to meet this scenario. Actions to conserve natural resources and ecosystem services are implicit in sustainable development strategies. An increase in the number of public policies being implemented, their results, ongoing projects and research related to environmental conservation are being observed and attest to their current and future relevance.



Pessoas que vivem em ilhas tropicais dependem dos recifes de corais para sua alimentação e subsistência. Em regiões como as ilhas Maldivas e ilhas Marshall, a população vive em terras formadas por corais e areia. Em muitos países os corais são lucrativas atrações turísticas. Recifes também reduzem os impactos das ondas e promovem proteção contra tempestades, além de oferecer habitat e alimento para uma grande diversidade de animais. Apesar destas imensas vantagens, muitos recifes estão em declínio devido a pesca predatória, poluição e aquecimento dos oceanos devido a mudanças climáticas. Na Jamaica, onde os recifes vêm sofrendo uma drástica redução ao longo das últimas décadas, a The Nature Conservancy possui um programa de recuperação de corais visando ter de volta parte de sua funcionalidade e beleza. Foto: ©Ami Vitale

People who live on tropical islands depend on coral reefs for food and their livelihoods. In regions such as the Maldives and the Marshall Islands, the population lives on land formed by corals and sand. In many countries corals are profitable tourist attractions. Reefs also reduce wave impacts, promote protection from storms, and provide habitat and food for a wide variety of animals. Despite these various benefits, many reefs are in decline due to overfishing, pollution, and warming oceans due to climate change. In Jamaica, where reefs have suffered a drastic reduction over the past decades, The Nature Conservancy runs a recovery program aimed at the coral reefs so that they can recover part of their functionality and beauty. Photo by: ©Ami Vitale



O peixe contribui para a segurança alimentar em muitas regiões do mundo. Segundo a FAO, a pesca extrativista, ou seja, realizada em ambientes naturais (rios e mares) é responsável atualmente por mais de 50% de todo o pescado consumido no mundo. Aliado ao impacto da pesca industrial, a sobrepesca tem colocado em risco os estoques pesqueiros e, conseqüentemente, a economia de muitos países que dependem deste serviço ambiental como importante fonte de renda. Foto: ©Adriano Gambarini

Fish is an important source of nutrition in many parts of the world and contributes to food security. According to the UN's Food and Agricultural Organization (FAO), small-scale fishing in natural environments (rivers and seas) is currently responsible for over 50% of all the fish consumed in the world. Coupled with the impact of industrial fishing, overfishing has endangered fish stocks and consequently the economy of many countries that depend on this ecosystem service as an important source of income. Photo by: ©Adriano Gambarini

Os serviços ambientais têm sido objeto de um número crescente de pesquisas científicas, projetos técnicos e políticas públicas no Brasil e no mundo. Uma vez que o bem estar social depende significativamente dos serviços ambientais fornecidos pela natureza (Guedes & Seehusen, 2011), novas lideranças têm apresentado propostas que alinham forças econômicas com conservação. Estas propostas correlacionam explicitamente bem-estar humano com qualidade ambiental (Daily & Matson, 2008). Esta visão pode ajudar a compor estratégias para o alcance de metas relevantes de conservação no futuro, em um cenário onde o homem tende a cada vez mais reconhecer a importância dos serviços ambientais prestados pela natureza e para seu próprio benefício.

Ecosystem services have been the subject of a growing number of scientific research projects, technical projects and public policies in Brazil and around the world. Since well-being depends significantly on ecosystem services provided by nature (Seehusen & Guedes, 2011), new leaderships have presented proposals that align economic forces with conservation. These proposals explicitly correlate human well-being with environmental quality (Daily & Matson, 2008). Such an outlook can help create strategies for achieving relevant conservation goals in the future within a scenario in which mankind increasingly recognizes the importance of ecosystem services provided by nature for his own benefit.

Projetos relacionados a serviços ambientais abrangem diferentes regiões do planeta. Vão desde áreas marinhas onde se trabalha para a manutenção do recurso pesqueiro (serviço de provisão); áreas rurais nas quais se trabalha pela manutenção dos recursos hídricos para abastecimento humano e para a produção (serviço de regulação); áreas de beleza cênica ou destinadas a atividades recreativas (serviços culturais); e regiões com especificidades que dão suporte à existência de certos serviços como, por exemplo, a polinização (serviço de suporte).

Projects related to ecosystem services cover different regions of the planet. They range from marine environments, where there are efforts to safeguard fishery resources (provisioning service); rural areas, where efforts focus on the protection of water resources for human consumption and farm production (regulating service); areas of scenic beauty or intended for recreational activities (cultural services); and regions with specific characteristics that sustain the existence of certain services, as for example, pollination (supporting services).

Dentre os desafios enfrentados destaca-se a dificuldade na sua implementação nas regiões rurais onde o preço da terra e a produtividade são altos. Convencer produtores rurais a abrir mão de alguns hectares para garantir que um determinado serviço ambiental se mantenha não tem sido tarefa fácil. Outro desafio está diretamente relacionado à novidade dos processos relacionados à implementação e gestão que precisam ser estabelecidos. Como são projetos inovadores, o aprendizado, associado a acertos e erros, são inerentes ao processo.

The difficulty in implementing ecosystem services projects in rural areas where land prices and productivity are high is one of the main challenges for Payment for Ecosystem Services (PES). Convincing farmers to give up a few acres of their land to ensure that a particular ecosystem service is maintained has not been an easy task. Another challenge is directly associated with the novelty of establishing processes related to implementation and management. Since they are innovative projects, learning from mistakes and successes is inherent to the process.

Neste texto serão abordados casos de pagamento por serviços ambientais, exemplos de projetos e uma discussão sobre a viabilidade da expansão dessa lógica para as regiões onde predomina o agronegócio e a produção de *commodities*.

This text will present cases of Payment for Ecosystem Services (PES), examples of projects, and a discussion of the feasibility of expanding this logic to regions where agribusiness and the production of commodities are predominant.



A Mata Atlântica supre a água para mais de 135 milhões de pessoas no Brasil. No entanto, o desmatamento tem causado danos na qualidade da água e na regulação do seu fluxo hidrológico. A The Nature Conservancy é parceira do projeto Conservador de Águas, entre os diversos projetos do Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Água. Nesses projetos, os proprietários rurais são reembolsados pelos serviços ambientais prestados, tais como conservação de floresta, restauração florestal e práticas de conservação de solo. Nesta foto, o Secretário de Meio Ambiente do município de Extrema e coordenador do projeto, Paulo Henrique Pereira, bebe água de uma nascente recém-protégida da bacia do rio Jaguarí, contido nas Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá e que abastece metade da população da cidade de São Paulo. Foto: ©Scott Warren

The Atlantic Forest supplies water for more than 135 million people in Brazil. However, deforestation has adversely affected the quality of water and the regularity of its hydrological flow. The Nature Conservancy is a partner of the Water Conservation Project, which is part of the Water Producer Program of the National Water Agency. Within these projects, landowners are reimbursed for ecosystem services, such as forest conservation, forest restoration and soil conservation practices. In this photo, the Secretary of the Environment of the municipality of Extrema (state of Minas Gerais) and Project Coordinator, Paulo Henrique Pereira, drinks water from a recently protected spring of the Jaguarí river basin, within the Piracicaba, Capivari and Jundiá (PCJ) rivers basin, which supplies water to half the population of the city of São Paulo. Photo by: ©Scott Warren

PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NO MUNDO E NO BRASIL

Payment for Ecosystem Services (PES) in the World and in Brazil

A literatura apresenta diversas definições para serviços ambientais e ecossistêmicos. Para Daily (1997), serviços ecossistêmicos são os serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem para a sustentação e o preenchimento das condições para a permanência da vida humana na Terra.

Scientific literature presents several definitions for environmental and ecosystemic services. For Daily (1997), ecosystem services are the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life on Earth.

Heal (2000) define os serviços ambientais como os responsáveis pela infraestrutura necessária para o estabelecimento das sociedades humanas. O *Millenium Ecosystem Assessment* (2005), que reuniu 1.360 *experts* de 95 países, definiu os serviços ecossistêmicos como os benefícios que as pessoas e as sociedades humanas recebem dos ecossistemas. Dividiu esses serviços em quatro grupos:

- a) Serviços de provisão: alimentos, água, madeira e fibra;
- b) Serviços de regulação: manutenção do clima, prevenção de enchentes, controle de doenças, ciclagem de lixo e outros dejetos e manutenção da qualidade da água;
- c) Serviços culturais: benefícios recreativos, estéticos e espirituais;
- d) Serviços de apoio: formação de solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes.

Heal (2000) defines ecosystem services as those responsible for the necessary infrastructure that supports the establishment of human societies. The Millennium Ecosystem Assessment (2005), which brought together 1,360 experts from 95 countries, defined ecosystem services as the benefits that people and human societies receive from ecosystems. These services are divided into four groups:

- a) provisioning services: food, water, timber and fiber;*
- b) regulating services: climate regulation, flood prevention, disease control and prevention, recycling garbage and other waste products, and safeguarding water quality;*
- c) cultural services: recreational and aesthetic benefits and spiritual enrichment;*
- d) supporting services: soil formation, photosynthesis and nutrient cycling.*

O conceito de pagamentos por serviços ambientais (Wunder, 2005) se origina no debate sobre a eficiência das abordagens tradicionais para a conservação da natureza. É produto da necessidade de instrumentos econômicos para garantir a conservação da geração de serviços ambientais.

The concept of payments for ecosystem services (Wunder, 2005) stems from the debate on the effectiveness of traditional approaches to nature conservation. It's derived from the necessity for economic instruments to ensure the conservation of ecosystem services.

No Município de Rio Claro no Rio Janeiro a prefeitura paga os proprietários de RPPN por meio do recurso do ICMS e da criação de uma lei municipal desde 2010. Rio Claro é o primeiro município a realizar pagamento por serviços ambientais no Estado do Rio de Janeiro. Adicionalmente, Rio Claro implementa o Projeto Produtor de Água e Florestas com 62 produtores envolvidos até o momento. Foto: Pedro Monteiro

Since 2010, the municipal government of the city of Rio Claro, in the state of Rio de Janeiro, pays the owners of Private Reserves of Natural Heritage using funds from the Ecological Goods and Services Circulation Tax and with the support of a municipal by-law. Rio Claro is the first municipality to pay for ecosystem services in the state of Rio de Janeiro. It has also implemented the Forest and Water Producer Project, involving 62 partners so far. Photo by: Pedro Monteiro





O que este conceito traz de novo é a ideia de que voluntariamente beneficiários de serviços ambientais façam pagamentos diretos, regidos por contratos, condicionados aos serviços prestados, para produtores rurais ou outros detentores dos meios de provisão dos serviços ambientais (comunidades rurais, governos municipais, etc.). Esses pagamentos os estimulariam a adotar práticas que garantam a provisão destes serviços (Veiga Neto, 2008 apud Wunder, 2005).

The novelty of this concept is the idea that beneficiaries of ecosystem services will, under contracts subject to the services provided, voluntarily make direct payments to farmers or other holders of the means of providing ecosystem services (rural communities, local governments etc.). These payments would stimulate them to adopt practices that ensure the provision of these services (Veiga Neto, 2008 apud Wunder, 2005).

No entanto, nem todas as demandas de conservação da natureza permitem o funcionamento desses arranjos. Algumas condições são necessárias para que este tipo de ferramenta seja efetivo. Wunder (2005) usa quatro critérios para definir o que chama de mercados de PSA “puros”.

However, not all conservation requirements allow for such arrangements. Certain conditions are necessary for this tool to be effective. Wunder (2005) uses four criteria to define what he calls “pure” PES markets.

Primeiro, mercados de PSA são criados por transações voluntárias tanto para quem está disposto a pagar como para quem está disposto a receber. Segundo, é preciso que o serviço ambiental em questão, ou o uso da terra que claramente seja capaz de gerar aquele serviço, seja bem definido e compreendido por todas as partes. Terceiro, precisa haver uma relação de oferta e demanda, entre pelo menos um comprador e um vendedor do serviço ambiental. Quarto, e finalmente, o serviço precisa poder ser passível de monitoramento para garantir que o vendedor de fato entregue o serviço.

First, PES markets are created by voluntary transactions among those who are willing to pay and those who are willing to receive the services. Second, it is necessary that the ecosystem service in question or the use of the land that is capable of producing that service is well defined and understood by all parties. Third, there must be a relationship of supply and demand, at least between a buyer and a seller of the ecosystem service. Fourth, and finally, the service must be capable of being monitored, in order to ensure that the seller actually delivers the service.

Em 2011, um estudo liderado pela Forest Trends, identificou 205 programas de PSA em bacias hidrográficas. Destes, 61 estão ativos na China e 67 nos Estados Unidos. Os Fundos de Água em implementação na América Latina, nos quais os recursos provenientes dos usuários são capitalizados e investidos em ações de conservação, restauração e pagamentos, são considerados o modelo de PSA em maior crescimento na região. (Bennett, et al 2013). Sendo a Aliança Latino-Americana de Fundos de Água, criada a partir de um esforço conjunto da TNC, do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), da Fundação FEMSA e do Fundo Global para o Meio

Ambiente (GEF – Global Environment Facility) a responsável por essa grande alavancagem. US\$ 27 milhões estão sendo investidos com o objetivo de implementar, juntamente com parceiros, 32 fundos na América Latina até 2015. (Tercek & Adams 2013)

In 2011, a study led by the NGO Forest Trends, identified 205 watershed PES programs. Among these, 61 were in China and 67 in the United States. Water Funds being implemented in Latin America, where the proceeds paid by the users are capitalized and invested in conservation, restoration, and payments, are considered to be the fastest-growing PES model in the region (Bennett, et al 2013). The Alliance of Latin American Water Funds, created by a joint effort of the TNC, the Inter-American Development Bank (IDB), FEMSA Foundation and the Global Environment Facility (GEF), is responsible for this great development. US\$ 27 million are being invested in order to implement, along with project partners, 32 funds in Latin America by 2015. (Tercek & Adams 2013).

Em um recente levantamento sobre o estado da arte de projetos de PSA na Mata Atlântica identificou-se 33 projetos de PSA-Carbono, 40 projetos de PSA-Água e 5 projetos de PSA – Biodiversidade (Guedes & Seehusen, 2011), mostrando assim um destaque na quantidade de projetos na temática água, porém com um número maior de projetos de carbono já em fase de implementação (15 de carbono, 8 de água e apenas 1 de biodiversidade).

A recent survey on the state of the art of PES projects in the Atlantic Forest identified 40 water PES projects, 33 carbon PES projects, and five biodiversity PES projects (Seehusen & Guedes, 2011). Water is thus the foremost object of PES projects. However, a larger number of carbon projects is in the implementation phase (15 on carbon, 8 on water and only 1 on biodiversity).

EXEMPLOS DE INICIATIVAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS **Examples of payments for ecosystem services initiatives**

Um exemplo de pagamentos diretos a proprietários de áreas naturais pelo governo são os programas previstos na Política Agrícola Norte Americana, a Farm Bill, que estabelece programas voluntários de conservação de recursos naturais aos quais proprietários rurais podem se candidatar para usufruir de incentivos. Tais incentivos incluem desde o financiamento direto na forma de pagamento pelo não uso de áreas prioritárias para conservação, até incentivos à adoção de melhores práticas com suporte aos custos de investimento (NRCS, 2002).

The Unites States Farm Bill, the primary agricultural and food policy tool of the American Federal Government, is an example of direct payments by the government to landowners in natural areas. Landowners can apply for the benefits by engaging in voluntary conservation programs of natural resources. These incentives range from direct payments to farmers who conserve environmentally sensitive areas to incentives for adopting best practices with government funding (NRCS, 2002).

Outro exemplo emblemático é o caso da cidade de Nova Iorque, que precisou enfrentar a questão da manutenção da boa qualidade da água para abastecimento público, pela qual é historicamente reconhecida. A partir de um esforço conjunto do entendimento de ambas as partes e da realidade da cidade de Nova Iorque e a dos moradores da parte alta da bacia provedora de água, Catskill, criou-se o programa Whole Farm Program. O programa é baseado no planejamento integrado das propriedades, no qual a administração municipal da cidade passou a financiar ações de conservação e controle de poluição das águas nas propriedades rurais e a fornecer assistência técnica aos produtores rurais, considerando também o planejamento econômico da propriedade. Adicionalmente, as demais áreas florestais e áreas ao longo dos rios fora de propriedades passaram a receber cuidados. Dessa forma, a cidade economizou a proporção de 1/8 do custo de construir uma estação de tratamento de água ao estabelecer o programa. (Appleton, 2002)

Another emblematic example is the case of New York City. It had to face the difficulty of maintaining good quality, public drinking water supply, for which it is historically recognized. The Whole Farm Program is a joint effort based on the commitment to understand the context of both New York City and the residents of Catskill: the upper water supply catchment. The program is based on the integrated planning of properties in which the administration of New York City is responsible for financing actions of conservation and control of water pollution for farmers in the Catskill Mountain Region. The program also provides technical assistance to farmers, taking into account the economic planning of each property. Additionally, areas along rivers and forests outside the properties get special attention. These measures represent one-eighth of the cost of building a water treatment plant and show the cost-effectiveness of using services provided by ecosystems. (Appleton, 2002)

No Brasil, os programas de Pagamento por Serviços Ambientais estabelecidos por legislação municipal ou estadual se enquadram nessa situação. É o caso do projeto Conservador das Águas do município de Extrema, Minas Gerais, que destina recursos do orçamento do município para o pagamento direto aos proprietários rurais engajados no projeto com base na legislação municipal (Lei Municipal nº 2.100/05). O Programa Reflorestar, do Estado do Espírito Santo, também promove pagamentos diretos a proprietários, além de outras formas de incentivo como o apoio à implantação de sistemas agroflorestais usando recursos do Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FUNDAGUA) segundo determinado pela legislação estadual (Lei 9.864/2012, Lei 9.866/2012).

PES programs established in Brazil by municipal or state laws fall into this status. The Water Conservation project of the municipality of Extrema, in the state of Minas Gerais, allocates funds from the municipal budget for direct payments to landowners engaged in the project, as defined by municipal legislation (Municipal Law No. 2.100/05). The Reforestation Program of the state of Espírito Santo also promotes direct payments to landowners and other forms of incentives, such as supporting the implementation of agro-forestry systems, using the State Water Resources Fund (FUNDAGUA) as determined by state law (Law 9864/2012 Law 9.866/2012).



Placa sinalizadora na região montanhosa do estado do Texas/EUA. Desde 1999 a The Nature Conservancy está envolvida na proteção de áreas estratégicas para a recarga do aquífero Edwards, que fornece água para mais de dois milhões de pessoas na cidade de San Antonio e entorno. A estratégia da TNC baseia-se no pagamento a proprietários rurais para que formalizem acordos legais onde se comprometem a nunca subdividir e desenvolver suas áreas. O recurso é originado da população de San Antonio que depende da água do aquífero. Foto: © Blake Gordon

Road sign in a mountainous region of the state of Texas/USA. Since 1999, The Nature Conservancy is involved in the protection of strategic areas of the Edwards aquifer recharge zone, which provides water to more than two million people in the city of San Antonio and surrounding areas. TNC's strategy is based on a legal agreement under which landowners are given a payment in exchange for never subdividing and/or developing their properties. The financial resources come from the population of San Antonio which depends on water from the aquifer. Photo by: © Blake Gordon

Outros casos brasileiros vêm se destacando pela iniciativa de beneficiários diretos da conservação dos ecossistemas, como é o caso das empresas de Água e Saneamento. Em Santa Catarina, a Empresa de Água de Balneário Camboriú (EMASA) está pagando a proprietários rurais para conservarem áreas prioritárias definidas por estudos hidrológicos. Este exemplo também está sendo adotado no município de Palmas, Tocantins.

Other cases in Brazil have gained prominence due to the initiative of direct beneficiaries of ecosystem conservation, like the water and sanitation utilities. In the state of Santa Catarina, the Water Company of Camboriú (EMASA) is paying landowners to conserve priority areas identified for their water supply capacity. This model is also being adopted in the city of Palmas, Tocantins.

O Pagamento por Serviços Ambientais já ocorre no Brasil. Na Bacia do rio Camboriú. Em Santa Catarina, proprietários rurais que voluntariamente aderem ao projeto recebem um pagamento anual. Cercas estão sendo implantadas nas propriedades rurais para proteger as áreas próximas aos córregos e nascentes. Além disso, áreas prioritárias para a produção de água estão sendo restauradas. Nesse modelo, a Empresa Municipal de Água e Saneamento de Balneário Camboriú (EMASA), ao entender a importância dos serviços ambientais para o seu negócio, tomou a liderança e está dando suporte para a implementação desse projeto. Foto: ©Scott Warren

Payment for Ecosystem Services projects are an ongoing initiative in Brazil. In the Camboriú River Basin in the State of Santa Catarina, landowners who voluntarily join the project receive an annual payment. Fences are being installed on farms to protect areas close to streams and springs. In addition, areas of primary concern for the production of water are being restored. Following this model, the Municipal Water and Sanitation Company of Camboriú (EMASA) understood the importance of ecosystem services and took the lead in providing support for the implementation of a PES project. Photo by: ©Scott Warren







A bacia hidrográfica do rio Camboriú abastece a população de dois municípios e move a economia agrícola baseada na rizicultura, além do setor de construção civil e do pujante mercado turístico, que atrai turistas de diversos locais do Brasil e de países vizinhos. Foto: © Claudio Klemz

The Camboriú river basin supplies water to the population of two municipalities. It is crucial for the economy of the region based on rice farming, in addition to the construction industry and a thriving tourism market, which attracts tourists from many parts of Brazil and neighboring countries. Photo by: © Claudio Klemz

O exemplo dos projetos “Produtor de Água” das Bacias PCJ (SP) e do rio Guandú (RJ), que abastecem respectivamente as regiões metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro, é movido por recursos provenientes da cobrança pelo uso da água, gerenciados pelos respectivos Comitês de Bacia. Da mesma forma, eles promovem incentivos financeiros para que proprietários rurais adotem ações de conservação de água em suas propriedades.

The example of the “Water Producer” projects of the Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) Rivers Basin, in the state of Sao Paulo, and the Guandu River, in the state of Rio de Janeiro, which supply water respectively to the metropolitan regions of São Paulo and Rio de Janeiro, is carried out with the funds from water-use fees. Both programs are managed by the respective basin committees. Likewise, they provide financial incentives for landowners who adopt water conservation actions on their properties.

Tais exemplos seguem a linha do Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas, que incorpora a lógica dos investimentos em “infraestrutura verde”, como conservação de solos, manutenção de estradas e carregadores para reduzir a erosão, conservação e restauração de áreas naturais. (ANA, 2008)

These examples follow the guidelines of the Water Producer Program of the National Water Agency. The program incorporates the logic of investing in “green infrastructure”, such as soil conservation, road maintenance to reduce erosion, and conservation and restoration of natural areas. (ANA, 2008)

Já no caso dos contratos privados, o exemplo internacional mais emblemático é o caso da empresa Perrier-Vittel – uma das maiores engarrafadora de água mineral do mundo. Uma vez que a maioria das suas fontes de água está localizada em regiões de intenso uso agropecuário, a empresa passou a financiar não só a restauração ambiental de importantes zonas de infiltração, assim como, a modernização das técnicas produtivas adotadas pelos proprietários rurais. (Sherr et al, 2004).

In the case of private contracts, the most emblematic international example is the case of the company Perrier-Vittel - one of the largest mineral water bottling companies in the world. Since most of their water sources are located in areas with intensive agricultural activities, the company began to finance both the environmental restoration of important recharge areas and the modernization of production techniques adopted by landowners. (Sherr et al, 2004).

No caso dos mecanismos tributários, proprietários detentores de áreas naturais recebem isenções de impostos ou compensações em virtude da exclusão dessas áreas da base de cálculo de tributos ou por meio da instituição de áreas protegidas particulares, como Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs). Enquanto as isenções tributárias são mais expressivas no meio urbano, no caso do IPTU, 14 estados brasileiros adotam o chamado ICMS-Ecológico, que em alguns casos prevê o suporte financeiro a investimentos nas RPPNs com recursos do Fundo de Participação dos Municípios. A isenção do Imposto Territorial Rural, que se aplica sobre as áreas de Reserva Legal, Preservação Permanente e RPPNs, também é um exemplo, embora tenha pouca força como fator de incentivo à conservação devido à pequena expressão econômica na maioria das propriedades rurais.

Environmental taxation mechanisms stipulate that owners of natural areas receive tax exemptions or compensation by excluding these areas from the computation basis or by establishing private protected areas, such as Private Reserves of Natural Heritage. While property tax exemptions are more significant in urban areas, fourteen Brazilian states have adopted the so-called Ecological Goods and Services Circulation Tax, which in some cases provides financial support to investments in private reserves by the Municipal Participation Fund. The exemption of the Rural Land Tax, in areas of Legal Reserves, Permanent Preservation Areas, and Private Reserves of Natural Heritage is another example, although it has little effectiveness as a conservation incentive, due to its small financial weight for most farmers.

O PSA PODE SER UMA ESTRATÉGIA DE CONSERVAÇÃO NAS REGIÕES DO AGRONEGÓCIO DO BRASIL?

Can PES be a conservation strategy in agribusiness regions in Brazil?

O Brasil é um dos poucos países no mundo que tem uma legislação que exige a conservação de vegetação nativa em propriedade privada. O Código Florestal exige uma conservação de ao menos 20% de vegetação nativa em cada propriedade por meio da Reserva Legal (RL) e Área de Preservação Permanente (APP) a depender da localização e bioma. A maioria das APPs definidas pela lei tem descrição clara de como ser alocada em campo. No entanto, a locação da RL é de escolha do proprietário rural, apesar de depender da aprovação da agência ambiental competente. Muitas vezes a localização da reserva legal é definida por critério meramente econômico, ou seja, é escolhido o local da propriedade menos valorizado para a produção.

Brazil is one of the few countries in the world that has legislation that requires the conservation of native vegetation on private properties. The Forest Code calls for the conservation of at least 20% of native vegetation located in each private property, through Legal Reserves (RL) and Permanent Preservation Areas (APP), which vary according to location and biome. Most APPs, as defined by the code, have a clear description on how and where they should be allocated in each property. However, the location of the Legal Reserve can be chosen by landowner, although this must be approved by the respective environmental agency. Often the location of the legal reserve is defined by a purely economic criterion, that is, the area least valuable for production.

Este tipo de decisão geralmente não coincide com as áreas que poderiam garantir bons serviços ambientais e a conservação da biodiversidade. Uma forma de reverter esta situação é a adoção de técnicas de planejamento da paisagem para orientar a locação da RL visando um melhor resultado de conservação ambiental. Para isso, temos que considerar alguns pontos aqui discutidos.

This type of decision does not always correspond to the areas that guarantee the provision of good environmental services and biodiversity conservation. A good way to improve this situation is to adopt techniques of landscape planning to guide choices about the location of the RL, seeking a better result for environmental conservation. For this, it is important to consider some points discussed here.

O nosso país tem milhões de hectares ocupados por atividade agropecuária, a maior parte pela pecuária. Porém, é na escala que reside a complexidade em viabilizar modelos de PSA. Técnicas de valoração dos serviços ambientais e seu monitoramento já existem (Guedes & Seehusen, 2011), a TNC tem inclusive desenvolvido protocolo de monitoramento hidrológico com parceiros e aplicado em projetos como o Produtor de Água e Floresta no Guandu, no Produtor de Água de Camboriu e do PCJ, entre outros. Os desafios passam por identificar um ou mais atores dispostos a reconhecer o papel de receptor dos serviços ambientais e as-



A agricultura é o maior consumidor de água doce do planeta, principalmente na forma de irrigação. Algumas regiões do planeta sofreram gravíssimos impactos pelo uso insustentável da água para irrigação. Um dos casos mais emblemáticos ocorreu no Mar de Aral, na Ásia Central, que teve sua área reduzida em 90% devido à irrigação a montante. Importantes serviços ambientais foram perdidos, como a pesca e a regulação climática da região. No Brasil, algumas regiões recebem fortes investimentos em irrigação como, por exemplo, o vale do Rio São Francisco e o Oeste da Bahia. Nestas regiões, os Comitês de Bacias monitoram as outorgas d'água, estabelecem a cobrança pela água e tomam decisões sobre a alocação dos recursos. Em 2010, o Comitê da Bacia do São Francisco recebeu recursos de cobrança pelo uso da água de cerca de 700 usuários, cuja a maioria era composta por irrigantes. Dessa forma, faz todo sentido que este recurso seja reinvestido na conservação da bacia, como já acontece em outras regiões. Foto: Rui Rezende

Agriculture is the world's largest consumer of freshwater, mainly in the form of irrigation. Some regions of the world have suffered serious negative impacts caused by the unsustainable use of water for irrigation. One of the most emblematic cases occurred in the Aral Sea in Central Asia, which had its area reduced by 90% due to upstream irrigation. Important ecosystem services, such as fishing and climate regulation, were lost. In Brazil, some regions have received heavy investments in irrigation - for example, the valley of the São Francisco River and the western part of the state of Bahia. In these regions, the basin committees monitor water grants, establish water use fees and decide about the allocation of water rights. In 2010, the São Francisco River Basin Committee received funds from water fees paid by 700 users, most of them irrigators. Thus, it makes sense that these funds should be reinvested in the conservation of the basin, as already happens in other regions. Photo by: Rui Rezende

sim “assumir a conta” em troca do benefício que auferem e construir o arranjo institucional forte para gerenciar questões técnicas e financeiras.

Our country has millions of hectares occupied by agricultural activities, mostly by cattle. However, it is within the matter of scale that lies the complexity of viable

models of PES. Valuation techniques for ecosystem services and monitoring already exist (Guedes & Seehusen, 2011). The TNC has even developed, with the cooperation of several partners, a hydrological monitoring protocol and applied it in projects such as the Water and Forest Producer of Guandu, the Water Producer of Camboriú and the PCJ, among others. The challenges are identifying one or more actors willing to recognize their role as recipients of ecosystem services, and therefore commit to “paying the bill” in return for the benefits they gain, and building stronger institutional arrangements for managing technical and financial issues.

Dentre os serviços ambientais originados por áreas agrícolas, a produção de água é certamente o mais utilizado nos arranjos de PSA existentes. Geralmente as áreas remuneradas estão relacionadas à conservação e restauração de vegetação nativa, bem como a implementação de práticas de conservação do solo. A “conta é paga” por populações urbanas, empresas de distribuição de água e outros beneficiários. Este modelo deve ser reproduzido e ganhar maior escala, pois inclui uma grande parte das áreas agrícolas do país.

Among the ecosystem services provided by agricultural areas, water production is certainly the most frequent in existing PES arrangements. Generally, areas that receive payments for ecosystem services are rewarded for the conservation and restoration of native vegetation, as well as the implementation of soil conservation practices. The bill is paid by urban populations, water distribution companies and other beneficiaries. This model should be replicated and gain a greater scale, because it includes a large part of the agricultural areas of the country.

Mas como expandir esse modelo para outras áreas cujos rios não são de interesse direto para os centros urbanos? A resposta passa por identificar os usuários da água produzida por estas regiões. Entre outros temos hidrelétricas, agências administradoras de hidrovias, prefeituras cujos territórios sofrem com problemas de enchentes, e a própria atividade agropecuária que é uma grande consumidora de água, seja por meio da irrigação ou não.

But how is it possible to expand this model to areas where the rivers do not directly interest y urban centers? The answer lies in identifying the users of the water produced in these regions. Among these users, we have hydropower dams, agencies that manage waterways, municipalities whose territory suffer from flood damage, and even agricultural activities that are the major consumer of water, either through irrigation or not.

As áreas agrícolas também são fontes de serviços ambientais, tais como sequestro de carbono, produção do extrativismo sustentável (pescado, frutos, raízes, sementes, madeira, óleos, fitofármacos e plantas ornamentais), polinização e regulação de processos naturais (controle de enchentes, erosão, pragas e doenças). Estas são oportunidades de PSA, cujos arranjos de mercado são menos explorados, mas que podem compor novas estratégias de negócios.

Agricultural areas are also sources of ecosystem services such as carbon sequestration, production of sustainable extractive activities (fish, fruits, roots, seeds, wood, oils, phytopharmaceuticals and ornamentals), pollination, and regulation of natural processes (flood control, erosion, pests and diseases). These PES opportunities are less explored by market arrangements, but can make for new business strategies.

As hidrelétricas dependem da água originada em milhões de hectares de propriedades rurais. A qualidade e quantidade de água produzida por estas propriedades afeta diretamente o desempenho e a vida útil das mesmas. Muito além do retorno econômico do projeto hidrelétrico, a sustentabilidade da matriz energética é de interesse de todos. Em algumas regiões o conflito pelo uso da água já pode ser visto ou já é esperado, como, por exemplo, a região do Alto Teles Pires em Mato Grosso e no Rio São Francisco. Dada a grande escala geográfica dessas regiões, é fácil se perder a correlação clara entre oferta e demanda de água, dificultando o estabelecimento de arranjos institucionais fortes que suportem esquemas de PSA. Foto: Scott Warren

Hydroelectric plants depend on water originated in millions of acres of farms. The quality and quantity of water produced by these properties directly affects the performance and the useful life of these dams. Far beyond the economic returns of the hydroelectric project, the sustainability of the energy matrix is of interest to all. In some regions the conflict over water use can already be seen or is already expected, as for example, in the region of the upper Teles Pires in the state Mato Grosso and the São Francisco River. Given the large geographic scale of these regions, it is easy to overlook the obvious correlation between demand and supply of water, making the establishment of strong institutional arrangements that support PES schemes very difficult. Photo by: Scott Warren





Estas áreas são estratégicas para a conservação dos recursos hídricos, já que a água tem alta demanda para irrigação, abastecimento de centros urbanos e preenchimento do reservatório de hidrelétricas no rio São Francisco. Esta região tem o Comitê da Bacia do São Francisco que administra os recursos pagos pelos usuários. Foto: Rui Rezende

A conservation area around the floodplain in the western region of the state of Bahia, in accordance with the Permanent Preservation Areas (APP) determined the Forest Code. The legal reserve is adjacent to the APP, thus increasing the range of protection area of the river. These are strategic areas for the conservation of water resources, since water is strongly demanded for irrigation, urban centers and to fill hydropower reservoirs on the São Francisco River. In this region, the São Francisco River Basin Committee manages the funds paid by users. Photo by: Rui Rezende

Por fim, arranjos que dão suporte a esquemas de pagamentos por serviços ambientais podem não estar presentes em todas as situações. É possível que tais arranjos se tornem mais frequentes à medida que a sociedade amadurece no sentido de compreender sua dependência sobre os ecossistemas naturais e passe a incorporar o custo da conservação em suas atividades. Os exemplos que hoje se iniciam em pequena escala têm grande importância no sentido de difundir uma nova maneira de se pensar a conservação da natureza em benefício de todas as formas de vida, inclusive a nossa.



Finally, arrangements that support payments for ecosystem services programs may not be present in all situations. It is possible that such arrangements will become more frequent as people understand their dependence on natural ecosystems and proceed to incorporate the costs of conservation into their activities. The current examples are few; however, they are very important in order to disseminate a new way of thinking about the benefits of nature conservation for all life forms, including ours.

BIBLIOGRAFIA **Bibliography**

ANA. **Programa Produtor de Águas**. Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional das Águas, pg. 5, 2008. Last Retrieved in: 04/23/2013. Available online at:

<http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/MANUAL%20OPERATIVO%20-%20PROGRAMA%20PRODUTOR%20DE%20C3%81GUA.pdf>

APPLETON, A. F. **How New York City Used an Ecosystem Services Carried out Through an Urban-Rural Partnership to Preserve the Pristine Quality of Its Drinking Water and Save Billions of Dollars**. 2002. Paper presented at the Meeting of Forest Trends, Tokyo, November 2002.

ANTONIAZZI, L.B. **Agricultura como provedora de serviços ambientais para a proteção de bacias hidrográficas**, Revista Tecnológica & Inovação Agropecuária, junho de 2008, p. 52-63.

BENNETT, Genevieve, NATHANIEL Carroll, and HAMILTON Katherine. (2013). **Charting New Waters: State of Watershed Payments 2012**. Washington, DC: Forest Trends. Available online at: <http://www.ecosystemmarketplace.com/reports/sowp2012>.

DAILY, G.C. & MATSON, P.A. **Ecosystem services: From theory to implementation**, PNAS, July 2008, p. 9455 - 9456.

DAILY, G.C. **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. Washington, DC: Island Press, 1997. p. 392.

HEAL, G. **Nature and the Marketplace: Capturing the Value of Ecosystem Services**. Washington, DC: Island Press, 2000. p. 203.

GUEDES, F. B. & SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011, p. 272

KAREIVA, P. **The future of Conservation – Balancing the needs of people and nature**. The Nature Conservancy Magazine, Spring 2011, p. 38 – 45.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being:**

Synthesis. Washington, D.C.: Island Press, 2005.

NRCS. **Natural Resource Conservation Service** – United States Department of Agriculture. Farm Bill, 2002 Summary of NRCS Conservation Programs, 2002. Available online at: <http://www.nrcs.usda.gov/programs/farmbill/2002/pdf/ProgSum.pdf>.

TERCEK, Mark & ADAMS; John S. **Nature's Fortune**. How do Business and Society Thrive by investing in Nature. The Nature Conservancy, Basic Books, 2013

VEIGA NETO, Fernando César da. **A construção dos mercados de serviços ambientais e suas implicações para o desenvolvimento sustentável no Brasil**. Thesis (doutoral) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Ciências Humanas e Sociais. 2008. p. 286.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: Some nuts and bolts**. Jakarta: Center for International Forestry Research, 2005, p 24. (CIFOR Occasional Paper.) v. 42.

SCHERR, S. *et al.* **For Services Rendered** – The current status and future potential of markets for the ecosystem services provided by tropical forests. International Tropical Timber Association – ITTO Technical Series nº 21, 2004.



Normas
Guidelines



Universidade de Brasília
Centro de Desenvolvimento Sustentável
Revista Sustentabilidade em Debate

DIRETRIZES PARA AUTORES

A revista *Sustentabilidade em Debate (SeD)*, de caráter interdisciplinar, divulga textos sobre a sustentabilidade em suas diversas dimensões, com o objetivo de criar um canal direto de debate sobre temas ligados ao desenvolvimento sustentável, gestão ambiental, conflitos socioambientais, o estado do meio ambiente, governança ambiental, dentre outros.

Para submissão de textos, solicitamos aos autores o atendimento às informações e normas descritas abaixo.

Tipos de textos que podem ser submetidos a SeD

Textos em forma de artigos ou ensaios sobre o tema sustentabilidade em suas diversas dimensões: ambiental, social, econômica, cultural, institucional e outras; b) revisões críticas (resenhas, ensaios bibliográficos) de literatura relativa ao tema do periódico; c) notas de pesquisa; e d) entrevistas com autores e pesquisadores influentes no campo da sustentabilidade. Recomenda-se, nesse último caso, consultar os editores de **SeD** antes da realização da entrevista.

Decisões da Comissão Editorial

- a) Os trabalhos enviados serão apreciados pelos editores executivos de **SeD**; se tiverem potencial de publicação, serão então encaminhados para pareceristas especialistas externos indicados pela Comissão Editorial de **SeD**, que emitirão pareceres por meio do sistema de avaliação duplamente cega por pares (*double blind peer review*).
- b) Os autores serão notificados pelos editores de **SeD** sobre a aceitação ou recusa dos seus textos, com base nos pareceres recebidos.
- c) Eventuais sugestões de modificações de estrutura e/ou conteúdo que se façam necessárias serão notificadas ao autor de contato, que se encarregará de fazê-las e de reenviar os textos no prazo máximo de trinta dias.
- d) Não serão permitidos acréscimos ou modificações nos textos aceitos depois que eles tiverem sido encaminhados para a arte-final.

Apresentação dos Originais

- a) Todos textos submetidos à SeD devem ser apresentados em formato eletrônico, digitados em processadores de texto, como Word ou em processador compatível com ele.
- b) Textos como artigos, ensaios e notas de pesquisa, sempre inéditos no Brasil, devem conter de 30 mil a 50 mil caracteres (incluídos os espaços), em fonte Times New Roman, tamanho 12, com margens esquerda e superior de 3,0 cm e margens direita e inferior 2,0 cm; o espaçamento entre as linhas deve ser de 1,5.
- c) As resenhas críticas e as entrevistas devem ter no máximo 12 mil caracteres (incluídos os espaços), em fonte Times New Roman, tamanho 12, com margens esquerda e superior de 3,0 cm e margens direita e inferior de 2,0 cm; o espaçamento entre as linhas deve ser de 1,5.
- d) A folha de rosto deve conter título, nome(s) do(s) autor(es), vínculo(s) institucional(is), endereço(s) eletrônico(s) do(s) autor(es), resumo, abstract e palavras-chave. Deve ser digitada em Times New Roman, tamanho 12. Se houver mais de um autor, o autor correspondente deve ser claramente identificado.
- e) Na primeira página, o título deve ser digitado em fonte Times New Roman, tamanho 16, e em negrito, centralizado no alto da página, com espaçamento simples entre linhas.
- f) Ainda na primeira página, nome(s) do(s) autor(es) deve(m) vir alinhado(s) à direita, duas linhas abaixo do título, digitados em fonte Times New Roman, tamanho 12.
- g) Formação e afiliação institucional ou científica do(s) autor(es) devem conter informações sucintas, em até duas linhas, contendo: nome da instituição (por extenso), cidade, estado, país, e endereço eletrônico de cada autor, nessa ordem, sendo dispostas no fim do manuscrito, digitadas em fonte Times New Roman, tamanho 12, alinhadas à esquerda. Essa informação não deve ultrapassar cinco linhas por autor. Evitar abreviaturas.
- h) Resumo e Abstract (em inglês) devem ser digitados em fonte Times New Roman, tamanho 12, justificados e centralizados, com espaçamento simples entre linhas, contendo de 100 a 150 palavras cada um. Eles devem ser colocados numa página à parte, inserida depois da folha de rosto.
- i) Entre três e seis palavras-chaves, escritas (em português e inglês) pelo(s) autor(es) devem ser dispostas logo abaixo do resumo e do abstract, respectivamente.
- j) As ilustrações, tabelas, gráficos, figuras e similares devem ser enviados em arquivos individuais e separados – em formato como JPEG ou GIFF. As respectivas legendas e a identificação da sua localização desejável devem estar assinaladas no corpo do texto.

k) Para as citações ou chamadas bibliográficas a serem colocadas no corpo texto, **SeD** adota o *Sistema Autor-Data*, em que a indicação da fonte é feita pelo último sobrenome do autor ou pelo nome da instituição responsável, até o primeiro sinal de pontuação, seguidos(s) da data da publicação do documento e da(s) página(s) da citação, no caso de citação direta, separados por vírgula. Todos esses elementos devem estar entre parênteses. Veja os exemplos:

- No texto, com citação direta:
Bobbio (1995, p. 30) com muita propriedade nos lembra, ao comentar esta situação, que os “juristas medievais justificavam formalmente a validade do direito romano ponderando que este era o direito do Império romano que tinha sido reconstituído por Carlos Magno com o nome de Sacro Império romano.”
- Na lista de referências deve constar:
BOBBIO, Norberto. **O Positivo Jurídico**: lições de filosofia do Direito. São Paulo: Ícone, 1995.
- No texto, com referência em paráfrase:
Merriam e Caffarella (1991) observam que a localização de recursos tem um papel crucial no processo de aprendizagem autodirigida.
- Na lista de referências deve constar:
MERRIAN, S.; CAFFARELLA, R. **Learning in adulthood**: a comprehensive guide. San Francisco: Jossey-Bass, 1991.
- No texto, com citação direta:
“Comunidade tem que poder ser intercambiada em qualquer circunstância, sem quaisquer restrições estatais, pelas moedas dos outros Estados-membros.” (COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS, 1992, p. 34).
- Na lista de referências deve constar:
COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS. **União Européia**. Luxemburgo: Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Européias, 1992.

l) Para compor a lista de referências bibliográficas, **SeD** adota o *Sistema Alfabético*, pela qual as referências são reunidas ao final do trabalho e dispostas em ordem alfabética pelo sobrenome do primeiro autor. As chamadas no texto devem obedecer à forma adotada e descrita no item k. A lista de referências não deve ser numerada e deve seguir o modelo dos exemplos abaixo:

WEBER, Max. **A ética protestante e o espírito do capitalismo**. São Paulo: Pioneira, 1999.

GALBRAITH, John K. **A economia ao alcance de quase todos**. São Paulo: Pioneira, 1980.

m) Notas, quando forem usadas, devem ser exclusivamente explicativas e devidamente numeradas dispostas ao final do trabalho, após as referências bibliográficas.

n) Revisão ortográfica e gramatical dos originais submetidos deve ser feita pelos autores.

o) Os originais devem ser encaminhados ao editor, em arquivo digital, em programa de uso universal. Usar apenas as formatações-padrão e submeter no sítio *revista.sustentabilidade.unb.br*.

p) Os originais enviados a **SeD** não serão devolvidos. Os editores se comprometem a informar os autores sobre a aceitação ou não de seus trabalhos no prazo de 90 dias.



Universidade de Brasília
Centro de Desenvolvimento Sustentável
Revista *Sustentabilidade em Debate*

INSTRUCTIONS TO AUTHORS – GUIDELINES FOR PUBLICATION

The journal *Sustainability in Debate (SeD)*, interdisciplinary in its scope, publishes original texts about the several dimensions of sustainability. Its goal is to create a direct channel for debates about sustainable development, environmental management, socioenvironmental conflicts, the state of the environment, environmental governance, among other matters.

We request that authors submit their manuscripts according to the information and requirements below.

Types of texts that may be submitted to SeD

SeD accepts submissions of: a) articles and essays about sustainability in its several dimension – environmental, social, economic, cultural, institutional and others; b) critical reviews of the pertinent literature (book reviews, essays); c) research notes; and d) interviews with influential authors and researchers in the field of sustainability. In this last case, it is recommended that **SeD** editors be contacted prior to the interviews.

Decisions by the Editorial Commission

a) Submitted texts will be pre-evaluated by **SeD** editors; if deemed acceptable, the texts will then be sent out for evaluation by selected outside reviewer, whose evaluations will be written according to the method of double blind peer review.

b) Authors will be informed by **SeD** editors about the acceptance or rejection of their texts, on the basis of reviewers' evaluations.

c) In some cases, corresponding authors will receive a "revise and resubmit" decision, together with suggestions made by reviewers concerning text structure and/or content. In these cases, the authors will have a maximum of 30 days to revise the text and resubmit it to **SeD**.

d) Additions or changes in accepted texts will not be allowed after they have been forwarded to the **SeD** production staff.

Manuscript format

- a) All texts submitted to **SeD** must be presented in electronic format, typed in word processors such as Word or compatible with it.
- b) Texts such as articles, essays and research notes must be unpublished in Brazil. They must range between 30,000 and 50,000 characters (including spaces). They must be typed in Times New Roman, size 12. Left and top margins must have 3.0 cm and right and bottom margins must have 2.0 cm. Spacing between lines must be 1.5.
- c) Critical book reviews and essays, as well as interviews, must also be unpublished in Brazil. They must have a maximum of 12,000 characters (including spaces). They must be typed in Times New Roman, size 12. Left and top margins must have 3 cm and right and bottom margins must have 2.0 cm. Spacing between lines must be 1.5.
- d) The title page must contain the title of the text, the name(s) of the author(s), institutional affiliation(s), e-mail address (es), abstract and key words. It must be typed in Times New Roman, size 12. If there is more than one author, the corresponding author must be clearly identified.
- e) In the first page of the text, the title must be typed at the top, in Times New Roman, size 16, in bold, aligned to center, single-spaced.
- f) Also in the first page of the text, the name(s) of the author(s) must be typed in Times New Roman, size 12, aligned to the right, two lines below the title.
- g) Information about the educational background and current institutional affiliation of the author(s) must be typed in Times New Roman, size 12, aligned to the left and placed at the end of the manuscript; the correct order of this information is: educational background, current affiliation, city, state and country of residence, and e-mail address. This information must not surpass five lines per author. Avoid abbreviations.
- h) The abstract must be typed in Times New Roman, size 12, justified, center aligned, single-spaced, with 100 to 150 words, and placed in a separate page inserted after the title page.
- i) Author(s) should provide between three and six numbered key words, to be placed immediately below the abstract.
- j) Illustrations, tables, graphs and similar components must be submitted in individual, separate electronic files, in JPEG or GIFF formats. The identification of their placement in the body of the text must be clearly marked by their titles.
- k) For referencing texts mentioned or cited in the text, **SeD** adopts the Author-Date System, in which the source is indicated by the last name of the first author (or the

full name of the institutional author), followed by the date of publication of the source and – when there is a literal citation - by the number(s) of the page(s) from which the quote was taken. These elements appear between parentheses. See the following examples:

- In the body of the text, with a literal citation:
Bobbio (1995, p. 30) reminds us, quite appropriately, when He comments on this situation, that “medieval legal scholars formally justified the validity of Roman law by arguing that it was the law of the Roman Empire that had been reconstructed by Charlemagne with the name of Sacred Roman Empire.”
- In the list of references the source should appear like this:
BOBBIO, Norberto. **O Positivo Jurídico**: lições de filosofia do Direito. São Paulo: Ícone, 1995.
- In the body of the text, with a paraphrase:
Merrian and Caffarella (1991) note that the location of resources has a crucial role in the process of auto-directed learning.
- In the list of references the source should appear like this:
MERRIAN, S.; CAFFARELLA, R. **Learning in al**nstructions to Authors – Guidelines for Publication

The journal *Sustainability in Debate (SeD)*, interdisciplinary in its scope, publishes original texts about the several dimensions of sustainability. Its goal is to create a direct channel for debates about sustainable development, environmental management, socioenvironmental conflicts, the state of the environment, environmental governance, among other matters.

We request that authors submit their manuscripts according to the information and requirements below.

TYPES OF TEXTS THAT MAY BE SUBMITTED TO SeD

SeD accepts submissions of: a) articles and essays about sustainability in its several dimension – environmental, social, economic, cultural, institutional and others; b) critical reviews of the pertinent literature (book reviews, essays); c) research notes; and d) interviews with influential authors and researchers in the field of sustainability. In this last case, it is recommended that **SeD** editors be contacted prior to the interviews.

DECISIONS BY THE EDITORIAL COMMISSION

a) Submitted texts will be pre-evaluated by **SeD** editors; if deemed acceptable, the texts will then be sent out for evaluation by selected outside reviewer, whose evaluations will be written according, to the method of double blind peer review.

b) Authors will be informed by **SeD** editors about the acceptance or rejection of their texts, on the basis of reviewers' evaluations.

c) In some cases, corresponding authors will receive a “revise and resubmit” decision, together with suggestions made by reviewers concerning text structure and/or content. In these cases, the authors will have a maximum of 30 days to revise the text and resubmit it to **SeD**.

d) Additions or changes in accepted texts will not be allowed after they have been forwarded to the **SeD** production staff.



Desde a Conferência Rio+20, a realidade mundial reflete uma certa acomodação das estratégias políticas e geopolíticas em torno de temas mais imediatos. No entanto, os problemas ambientais se tornam cada vez mais claros e surpreendentes. Este número 7 de SeD contém um dossiê temático sobre um dos temas que mais vem polarizando os debates recentes sobre políticas e instrumentos da gestão ambiental: o pagamento por serviços ambientais. Compõem também o presente número um conjunto de cinco artigos sobre palavras e atos no consumo sustentável no Brasil; água e espaços transfronteiriços na América do Sul; a pegada ecológica como instrumento de avaliação ambiental de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, indicadores de avaliação para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) em aterros sanitários e a formação da nova geopolítica das mudanças climáticas. Completam o número um ensaio - “Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial”, três resenhas, uma entrevista com Roldan Muradian e Esteve Corbera sobre Pagamentos por Serviços Ambientais, um debate sobre o mais recente livro de Anthony Hall sobre REDD em América latina e a Galeria, que também tem como tema o Pagamento por Serviços Ambientais.

Since Rio + 20, global politics have somewhat subsided and political and geopolitical strategies have focused on more immediate topics. However, environmental problems are becoming ever more evident and surprising. Our seventh issue contains a thematic dossier focused on one of the most controversial kinds of environmental management policies or instruments – payments for environmental services. Five other scientific articles on various topics are also published in this issue, examining the contradictions between discourse and practice in the field of sustainable consumption, discussing the several aspects of water management in international boundaries, analyzing the ecological footprint of a Brazilian city; proposing indicators to assess the social and environmental benefits to be generated by CDM projects and, finally, describing the evolution of climate change negotiations, as they try to move towards a global agreement that is more inclusive and effective. The issue is completed by an essay written– “Da maldição à benção dos recursos naturais: um palimpsesto discursivo do Banco Mundial”; three book reviews; an interview with Roldan Muradian and Esteve Corbera about payments for environmental services; a debate about Anthony Hall’s recent book on REDD projects in Latin America; and the Gallery, which offers text and photographs on the same topic of payments of environmental services.

Realização



CDS-UnB

 **lacis**

LEA-UnB

Apoio

